

KIESILÄNJOEN VALUMA-ALUEEN MAANKÄYTTÖ, VEDEN
LAATU, HYDROMORFOLOGIA SEKÄ POHJAELÄIMISTÖN TILA

MIMMI SIMPURA

HELSINGIN YLIOPISTO
YMPÄRISTÖTIETEIDEN LAITOS
AKVAATTISET TIETEET
PRO GRADU –TUTKIELMA

2.5.2017

Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta	Laitos – Institution– Department Ympäristötieteiden laitos
Tekijä – Författare – Author Mimmi Simpura	
Työn nimi – Arbetets titel – Title Kiesilänjoen valuma-alueen maankäyttö, veden laatu ja hydromorfologia sekä pohjaeläimistön tila	
Oppiaine – Läroämne – Subject Akvaattiset tieteet	
Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu -tutkielma	Aika – Datum – Month and year 2/5/2017
Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 63 + liitteet	
Tiivistelmä – Referat – Abstract Tässä pro gradu-tutkielmassa tarkasteltiin Etelä-Karjalassa sijaitsevan Kiesilänjoen valuma-alueen maankäytön yhteyttä joen veden laatuun sekä joen hydromorfologista tilaa. Lisäksi selvitettiin heijastuvatko maankäytön tai hydromorfologian ominaisuudet myös joen pohjaeläimistöön. Tutkimukseen sisältyi vesinäytteiden ottaminen yhdeksästä paikasta keväällä, kesällä ja syksyllä ja pohjaeläinnäytteenotto kolmesta koskesta. Lisäksi tehtiin hydromorfologisen tilan arviointi River Habitat Survey -konseptia soveltaen ja kerättiin tietoa alueen maankäytöstä Corine Landcover 2012 -aineistoa ja Maanmittauslaitoksen ortokuvia käyttäen. Tutkimuksen tavoitteena oli saada kattava yleiskuva Kiesilänjoen alueesta. Tuloksissa korostui selvästi alueen havumetsävaltaisuus ja sen merkitys veden laadun sekä pohjaeläimistön kannalta. Valuma-alueen maa-alasta pääosa oli havumetsää (53 %) ja myös soita oli runsaasti, mikä heijastui myös alueen veden laatuun. Ongelmia tarkastelussa tuotti Corine Landcover -aineiston puutteellisuus ojitettujen soiden osalta. Mikäli ojitettu pinta-ala olisi ollut tarkasti tiedossa, olisi sen yhteyttä veden laatuun voitu tarkastella luotettavammin. Veden laatu alueella vastasi hyvin pitkälti aiemmin havaittua metsäisten valuma-alueiden veden laatua. Alueen hydromorfologinen tila oli pääosin varsin lähellä luonnontilaa, mutta osa jokijaksoista oli reilusti muunneltuja. Muutoksia aiheuttivat suoraan Kiesilänjokeen kaivetut suo-ojat sekä virtapaikkojen perkaukset. Hydromorfologisen tilan ei havaittu merkittävästi vaikuttaneen pohjaeläimistöön. Pohjaeläinten tila alueella oli hyvä. Moni arvo tarkastelussa ylitti Suomen vertailuarvot samanlaisissa ympäristöissä. Tulevissa tarkasteluissa tulisi ottaa huomioon tarkka ojitettujen soiden pinta-ala ja selvittää muiden tekijöiden korrelaatiota sen kanssa. Lisäksi vesinäytedata perustui nyt vain kolmeen näytteenotokertaan, joiden aikana sadanta ja virtaamat olivat alhaisia. Jos alueelta halutaan lisätietoa, tulee veden laadun vaihteluita seurata pidemmän aikaa sekä vaihtelevissa virtaamaoloissa. Tätä työtä voidaan jatkossa käyttää alueella tehtäviin lisäselvityksiin.	
Avainsanat – Nyckelord – Keywords maankäyttö, veden laatu, hydromorfologia, pohjaeläimet	
Ohjaaja tai ohjaajat –Handledare – Supervisor or supervisors Kari-Matti Vuori, Jukka Horppila	
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Viikin tiedekirjasto	
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information	

Sisällysluettelo

1	Johdanto.....	4
2	Suomalaiset vesistöt	7
2.1	Metsäalueille tyypilliset vesistöt.....	7
2.2	Hydromorfologia Suomessa.....	10
3	Metsätalouden toimenpiteet ja vesistövaikutukset	11
3.1	Ojitukset, lannoitukset, hakkuut ja uittorakenteet.....	11
3.2	Ravinteiden kulkeutuminen	12
3.3	Kiintoainepitoisuudet ja sähkönjohtavuus	13
3.4	Metallipitoisuudet	14
3.5	Orgaaninen hiili (TOC).....	14
3.6	pH-arvot.....	15
3.7	Väriarvo ja kemiallinen hapenkulutus	15
3.8	Hydromorfologia.....	16
3.9	Pohjaeläinyhteisöt.....	17
4	Aineisto ja menetelmät	18
4.1	Tutkimusalue.....	18
4.2	Käytetyt paikkatietoaineistot ja laitteet.....	22
4.3	Vesinäytteet ja –analyysit	22
4.4	Hydromorfologisen tilan arviointi	24
4.5	Pohjaeläinnäytteet	26
4.6	Tilastolliset analyysit	29
5	Tulokset	30
5.1	Maankäyttö	30
5.2	Veden laatu	34
5.2.1	Lämpötila ja happi	35
5.2.2	Ravinnepitoisuudet	35
5.2.3	Sameus ja kiintoaine	38
5.2.4	Metallit ja suolat	38
5.2.5	Sähkönjohtavuus, alkaliniteetti ja ph	40
5.2.6	Väriarvot, CODMn, KMnO4 ja TOC	40
5.3	Hydromorfologia.....	42

5.4	Pohjaeläimet.....	43
6	Tulosten tarkastelu.....	46
6.1	Veden laadun ja maankäytön yhteydet	46
6.2	Hydromorfologia ja pohjaeläimet	51
7	Johtopäätökset	55
8	Kiitokset.....	56
9	Kirjallisuus.....	57

1 Johdanto

Suuri osa Suomen vesistöistä on muuhun maailmaan verrattuna hyvässä kunnossa. Jopa 85 % luokitelluista järvistä on arvioitu olevan hyvässä tai erinomaisessa ekologisessa tilassa (Suomen ympäristökeskus 2015). Suomen vesistöt ovat pääosin melko puhtaita, rakentamattomia ja ympäristöltään metsäisiä. Valuma-alueita luonnehtii myös runsas järvien ja pienvesien määrä. Useat vesistöt ovat luontaisesti karuja, mutta myös rehevämpiä vesiä löytyy. Vesistöjen ekologista tilaa ja veden laatua voidaan arvioida monilla erilaisilla mittareilla ja menetelmillä. Käytetyimpiä menetelmiä ovat vesistöjen kemiallis-fysikaalisen laadun seuranta sekä biologisten muuttujien seuranta. Näiden lisäksi voidaan arvioida myös esimerkiksi vesistöjen fyysisiä piirteitä. Pitkiä aikasarjoja tutkimalla saadaan tietoa vesistöjen tilan kehityksestä.

Vesistöillä on aina tiivis yhteys niitä ympäröiviin maa-alueisiin ja veden laatu riippuu pitkälti valuma-alueen ominaisuuksista ja tapahtumista (Sorrano ym. 1996, Smith 1999, Karlsson ym. 2009). Veden laatuun vaikuttavat esimerkiksi vesistön maantieteellinen sijainti, valuma-alueen koko, valuma-alueen maaperä, vesistön koko, veden vaihtuvuus ja vuodenaikaisvaihtelu. Vesistöjen rehevyystaso riippuu pitkälti valuma-alueelta huuhtoutuvista ravinteista ja osittain vesistön omasta tuotannosta (Smith 1999, Karlsson ym. 2009). Maankäyttö aiheuttaa aina ympäristövaikutuksia lähialueille ja usein maankäytön vaikutukset näkyvät lähialueen vesistöissä. Myös Lappalainen (1990) toteaa, että ”järveen jo syntyneiden tai syntyvien haittojen alkuperä löytyy useimmiten järven ulkopuolelta.” Eri yhdisteiden huuhtoutumiseen ja pitoisuuksiin vesistöissä vaikuttavat sekä yhdisteen että ympäristön ominaisuudet. Vesiliukoiset kemialliset yhdisteet huuhtoutuvat helposti, kun taas maaperään sitoutuneet yhdisteet ovat vaikealiukoisempia ja huuhtoutuvat esimerkiksi vain kiintoaineeseen sitoutuneena. Ympäristötekijöistä aineiden kulkeutumiseen vaikuttavat esimerkiksi maalajin eroosioherkkyys, routajakson pituus, virtaamaolosuhteet, kasvillisuus ja maaperän laatu. Ainepitoisuudet huuhtoumissa ovat pääsääntöisesti suurempia Etelä-Suomessa kuin Pohjois-Suomessa (Kortelainen ym. 1999).

Huolimatta siitä, että Suomen vesistöt ovat pääosin hyvässä kunnossa, monia vesistöjä vaivaa nykyisin rehevöityminen ja veden laadun heikkeneminen (Ekholm 1998). Järviemme tuotanto lisääntyy ja monissa järvissä sisäinen kuormitus voimistuu. Nämä ikävät muutokset havaitaan monesti viimeistään siinä vaiheessa, kun ne alkavat haitata vesistöjen virkistyskäyttöä. Monesti ensimmäisiä näkyviä merkkejä vesistön kunnan heikkenemisestä ovat näkösyvyyden pieneneminen

ja esimerkiksi kalastusvälineiden limoittuminen. Muutokset etenevät hitaasti, mutta ovat usein itseään ruokkivia ilmiöitä. Usein veden laadun heikkeneminen johtuu vesistöjä ympäröivästä maankäytöstä ja valuma-alueelta peräisin olevasta kuormituksesta (Smith 1999). Erilaisilla maankäyttömuodoilla on erilaisia vaikutuksia vesistöihin ja vaikutukset voivat olla lyhyt- tai pitkäkestoisia. Vaikutukset voivat myös vaihdella eri vesistöissä, sillä vesistöjen muutoksenpuskurointikyky vaihtelee riippuen monista asioista.

Pintavesien rehevöitymiseen on vaikuttanut merkittävästi maatalous (Carpenter ym. 1998, Ekholm 1998). Etenkin Etelä-Suomessa maatalous on nykyisin suurin vesistöjen kuormittaja (Kipinä-Salokannel 2013). Maatalousalaa Suomesta on vain noin 7 %, mutta esimerkiksi pintavesien ihmisperäisestä fosforikuormituksesta 60 % on peräisin maataloudesta (Ekholm 1998). Muita vesistöjen kuormitusta aiheuttavia maankäyttömuotoja ovat esimerkiksi haja-asutus, metsätalous, yhdyskunnat ja teollisuus. Lisäksi kuormitusta syntyy luonnonhuhutoumasta ja ilmalaskeumasta. Nykyisin yhdyskuntien ja teollisuuden aiheuttama kuormitus on pientä.

Maankäyttö metsätalouden tarpeisiin on Suomessa varsin laajaa. Metsätaloudelliset toimenpiteet häiritsevät alueen luonnontilaa, mikä voidaan havaita monenlaisina muutoksina alueen hydrologiassa, ainevirroissa, eliöyhteisöjen koostumuksessa ja fyysisissä ominaisuuksissa (Sillanpää ym. 2006). Yksi merkittävimmistä vesistöjemme tilaan vaikuttaneista toimenpiteistä ovat olleet metsän kasvun edistämiseksi tehdyt laaja-alaiset soiden ojitukset 1960-luvulta alkaen (Kenttämies 2006). Noin puolet Suomen soista on kuivattu (Kortelainen ym. 2006) ja ojitettujen soiden kokonaispinta-ala on 48 300 km² (Sillanpää ym. 2006). Soiden ojitus on ollut laaja-alaisinta Pohjanmaalla ja Kainuussa (Saukkonen & Kenttämies 1995). Metsätaloustoimenpiteiden aiheuttama kuormitus on havaittavissa erityisesti pienillä latvavesillä (Laurén ja Karvinen 2003). Valtakunnallisesti metsätalouden kuormituksen osuus vesistöjemme kokonaiskuormituksesta on kuitenkin pientä, noin 7 % typpikuormituksesta ja 9 % fosforikuormituksesta. Metsätalouden aiheuttama kuormitus on ollut suurimmillaan 60- ja 70-luvuilla uudisojituksen aikoihin (Kenttämies 2006), mutta on nykyään vähentynyt metsätalousalueiden vakiinnuttua ja menetelmien uudistumisen myötä (Kenttämies ja Haapanen 2006).

Erilaisten maankäyttömuotojen lisäksi vesistöjen luonnollista tilaa muuttaa myös vesirakentaminen. Vesirakentamisella tarkoitetaan toimintaa, jossa erilaisilla rakenteilla muutetaan vesistön fyysistä tilaa. Eri maankäyttömuodot vaativat erilaista vesirakentamista läheisillä vesistöillä. Erityisesti virtavesien tilaa on muuttanut rakentaminen tulvimisen estämiseksi (Jormola ym. 2003). Nykyisin virtavesillä tehdään vesirakentamista lähinnä joko hyötykäytön tarpeesta tai virtaveden alkuperäisen

tilan palauttamiseksi. Usein alkuperäisen tilan palauttaminen palvelee myös hyötykäyttötarpeita, kuten parantaa kalakantaa ja maisema-arvoa.

Parhaiten vesistöjen nykyinen hyvä tila pystytään säilyttämään havainnoimalla muutoksia tehokkaasti sekä konkreettisilla suojelutoimilla, jotka suoritetaan ajoissa. Suomessa radikaaleimmat, laajamittaiset metsätaloustoimenpiteet ovat ajoittuneet 1960-luvulle ja voi olla, että tämänhetkinen kehitys on peräisin sieltä asti. Prosessien vaikutukset näkyvät luonnossa hitaasti.

Näiden lähtökohtien pohjalta tässä pro gradu –tutkielmassa tarkastellaan Etelä-Karjalaan sijoittuvaa Kiesilänjokea ja sen valuma-aluetta. Kiesilänjoki on suurin Kuolimojärveen laskeva joki. Kuolimo on suuri vähähumuksinen järvi, jota ympäristöhallinto on käyttänyt vertailujärvenä ekologisen tilan arvioinneissa. Pro gradu –tutkielman tavoitteena on saada kattava kuva Kiesilänjoen tilasta ja verrata aluetta muuhun Suomeen. Tutkielma tuottaa uutta tietoa alueen ympäristöstä myös muiden tahojen käyttöön. Jatkossa tätä tutkielmaa voidaan käyttää pohjana tuleville tutkimuksille tai toimenpiteille.

Pro gradu –tutkielman tutkimuskysymykset ovat:

1. Miten maankäytön ja veden laadun välinen yhteys näkyy Kiesilänjoen valuma-alueella?
2. Miten soiden ojitukset ja alueen hakkuut näkyvät veden laadussa?
3. Miten alueen maankäyttö on vaikuttanut Kiesilänjoen hydromorfologiaan?
4. Miten valuma-alueen maankäyttö ja Kiesilänjoen hydromorfologia näkyvät pohjaeläimistöissä?

2 Suomalaiset vesistöt

2.1 Metsäalueille tyypilliset vesistöt

Kiesilänjoen alue on ympäristöltään pääasiassa havumetsää ja metsätalousmetsää, joten käyn tässä luvussa läpi, millaisia ovat metsäalueiden vesistöt yleensä. Seuraavissa luvuissa käyn läpi metsätalouden toimenpiteitä sekä niiden vaikutuksia vesistöissä.

Suomen maapinta-alasta noin 86 % on metsätalouskäytössä (Mattsson ym. 2003) ja pinta-alasta noin 10 % on sisävesiä (Tilastokeskus 2007). Näin ollen Suomessa on myös paljon metsäisiä valuma-alueita ja niille tyypillisiä vesistöjä. Talousmetsät ovat tyypillisesti mäntyvaltaisia kangasmetsiä tai kuivatettuja turvemaita. Maaperä metsämailla on usein karua, sillä suuri osa ravinteikkaista maista on otettu viljelyskäyttöön. Suomen kylmä ilmasto ja tasainen topografia muodostavat otolliset olosuhteet orgaanisen aineen kertymiselle (Mattsson ym. 2003) ja suot peittävät noin kolmanneksen maapinta-alasta (Kortelainen ym. 2006). Metsien ja soiden paljouden seurauksena järvistä yli 60 % on tummavetisiä eli humusleimaisia (Matinvesi ym. 1990). Keskimääräinen veden väriarvo on järvissämme korkeahko, lähes 100 mg Pt l⁻¹. Värin saavat aikaan soilta peräisin olevat orgaaniset aineet, humus ja rauta (Kritzberg ja Ekström 2012). Humuksen ja raudan aiheuttamalla värillä on monenlaisia vaikutuksia vesistöissä; se vaikuttaa esimerkiksi veden valaistusolosuhteisiin, ylimpien vesikerrosten lämpenemiseen, jyrkän ja kestävän harppauskerroksen muodostumiseen ja kerrostumisen nopeaan stabiloitumiseen (Matinvesi ym. 1990). Nämä osittain humuksen säätelemät fysikaaliset ilmiöt vedessä taas vaikuttavat edelleen kemiallisiin ja biologisiin tekijöihin muodostaen tietynlaisia habitaatteja metsäisille valuma-alueille. Humus vaikuttaa myös esimerkiksi metallien ja ravinteiden käyttäytymiseen vesistöissä (Weyhenmeyer ym. 2014).

Pääosa metsien maaperän typpiyhdisteistä on peräisin ilmakehän kaasuista (Bhatti ym. 2002). Vesistöjen valuma-alueille typpeä päätyy typensidonnassa, laskeumana sateen mukana, kuivalaskeumana sekä lannoitteista ja jätevesistä (Hundey ym. 2014). Boreaalisisissa metsäekosysteemeissä typpi on kasvua rajoittava ravinne (Morford ym. 2011), joten sitä huuhtoutuu vain vähän ja valuma-alueelle päätyvä typpi myös pidättyy hyvin (Kortelainen ym. 2006). Keskimääräinen kokonaistypipitoisuus metsäisillä valuma-alueilla on 430 µg l⁻¹, josta suurin osa on orgaanista typpeä (Mattsson ym. 2003). Liuennut epäorgaaninen typpi on pääosin peräisin maaperän orgaanisista aineista (Qualls ja Haines 1992). Typpipitoisuuksiin vesistöissä vaikuttavat valuma-

alueen olosuhteet (Kortelainen ym. 2006). Turvemaiden typpipitoisuus on suurempi kuin kivennäismaiden (Heikurainen 1960) ja typpeä myös huuhtoutuu enemmän turvemaavaltaisilta alueilta kuin kivennäismaavaltaisilta alueilta (Saukkonen ja Kortelainen 1995). Suomessa kevättulvat ovat merkittäviä typen huuhtoutumisen kannalta, sillä 50 % tuestä huuhtoutuu keväällä. Luonnontilaisilla valuma-alueilla pääosa kokonaistuestä on liuenneessa muodossa (Lewis ym. 2002, Kortelainen ym. 2006). Valumavesissä typpi voi esiintyä ionimuodossa ammoniumtyyppinä, nitraattityyppinä tai nitriittityyppinä. Nitraatti- ja ammoniumtyypen pitoisuudet luonnontilaisilla, metsäisillä valuma-alueilla ovat tavallisesti hieman alle 10 µg l⁻¹ (Mattsson ym. 2003).

Fosfori voi esiintyä valumavesissä liukoisena tai partikkelimaisena (Sillanpää ym. 2006). Suurin osa luonnossa kiertävästä fosforista on peräisin kallioperän apatiitista. Fosforipitoisuuksien on havaittu olevan yhteydessä paikallisiin oloihin kuten ilmastotekijöihin, leveysasteeseen, lämpösummaan, sademäärään ja valuntaan, ilmalaskeumaan sekä korkeuteen (Kortelainen ym. 2006). Kokonaisfosforin pitoisuudet ovat korkeampia etelässä kuin pohjoisessa (Mattsson ym. 2003, Saukkonen ja Kortelainen 1995). Turvemailla on fosforia luonnostaan vähän (Heikurainen 1960). Myös kivennäismailla fosforia on vähän, mutta kuitenkin noin kaksi kertaa enemmän turvemaihin verrattuna. Kokonaisfosforin pitoisuus luonnontilaisten metsäisten valuma-alueiden vesissä vaihtelee Kortelaisen ym. (2006) mukaan välillä 3-32 µg l⁻¹. Fosfaattifosforin pitoisuus luonnontilaisilla metsäisillä valuma-alueilla on pieni, Mattsson ym. (2003) mukaan keskimäärin alle 5 µg l⁻¹ tai jopa lähellä määrittärajaa 2 µg l⁻¹. Luonnontilaisilla valuma-alueilla fosfori on pääosin liuenneessa muodossa (Kortelainen ym. 2006) tai esiintyy vaikealiukoisina orgaanisina yhdisteinä, sitoutuneena humukseen (Heikurainen 1960, Sillanpää ym. 2006). Kuten typen, myös fosforin huuhtoutuminen on suurinta keväällä, sillä jopa 50 % fosforista huuhtoutuu keväällä (Saukkonen ja Kortelainen 1995).

Kiintoaineella tarkoitetaan eloperäistä tai mineraaleista koostuvaa ainesta, joka kulkeutuu veteen sekoittuneena tai pohjaa pitkin (Sillanpää ym. 2006). Kiintoaines on peräisin eroosiosta, ilmalaskeumasta tai orgaanisen aineksen hajoamisesta. Lisääntynyt kiintoaineen huuhtouma samentaa vettä ja aiheuttaa pohjan liettymistä. Kiintoaineen huuhtoutuminen kasvaa luontaisesti sateisina vuosina, valunnan kasvaessa. Näin ollen kiintoaineen huuhtoumat voivat vaihdella huomattavasti eri vuosien välillä (Saukkonen ja Kortelainen 1995). Huuhtoumat voivat vaihdella paljon myös alueellisesti. Huuhtoumat ovat Pohjois-Suomessa suurempia kuin Etelä-Suomessa. Kiintoaineen huuhtoutuminen painottuu kevääseen. Huuhtoutumiseen vaikuttavat erot maaperän koostumuksessa sekä kasvillisuudessa (Sillanpää ym. 2006). Kiintoaineen huuhtoutuminen on suurempaa turvemailla kuin kivennäismailla (Saukkonen ja Kortelainen 1995). Maalajeista helpoiten erodoituvia ovat lajittuneet kivennäismaalajit, kuten hiekka, hieta ja hiesu (Ahti ym. 1995).

Kiintoaineen kulkeutuminen vesistöihin luonnontilaisilta metsäalueilta on hyvin vähäistä ja pitoisuus luonnontilaisilla metsäisillä valuma-alueilla on usein alle 1 mg l^{-1} (Mattsson ym. 2003).

TOC (total organic carbon) kuvaa vedessä olevan orgaanisen aineksen ja hiilen kokonaismäärää (Joensuu 2002). Orgaaninen aines on peräisin valuma-alueelta sekä vesien omasta tuotannosta. Orgaanisen hiilen pitoisuudet ovat Suomen pintavesissä luonnostaan korkeita johtuen suuresta soiden määrästä (Mattsson ym. 2003, Kortelainen ym. 2003). Keskimäärin TOC -pitoisuudet luonnontilaisilla, metsäisillä valuma-alueilla vaihtelevat $1\text{--}30 \text{ mg l}^{-1}$ välillä, ollen hieman suurempia etelässä kuin pohjoisessa (Mattsson ym. 2003, Kortelainen ym. 2006). TOC -pitoisuudet voivat laskea valunnan kasvaessa ja pintavalunnan osuuden lisääntyessä (Mattsson ym. 2003).

Raudan keskimääräinen pitoisuus luonnontilaisilla, metsäisillä valuma-alueilla on luokkaa $1000 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ (Mattsson ym. 2003). Rautapitoisuudet korreloivat negatiivisesti sademäärän kanssa. Raudan ja mangaanin huuhtoutuminen on joissakin tapauksissa verrannollinen myös kiintoaineen huuhtoumaan (Åström ym. 2001). Vesistön TOC -pitoisuuden sekä valuma-alueen suopinta-alan on todettu vaikuttavan rautapitoisuuteen (Kortelainen ym. 2006). Alivalumakausien aikana korkeat rautapitoisuudet ovat tyypillisiä turvemaiden valumavesille (Kenttämies 1981). Alumiinin keskipitoisuus metsäisillä valuma-alueilla on noin $200 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ (Mattsson ym. 2003). Metallit luonnontilaisilla valuma-alueilla ovat peräisin maa- ja kallioperästä.

Luonnontilaisten metsäalueiden purojen pH vaihtelee noin välillä $4,0\text{--}7,0$ (Kortelainen ym. 2006). Vesistön pH-arvoon vaikuttaa liuenneiden vetyionien määrä ja pH on sidoksissa vesistön puskurointikykyyn happamoitumista vastaan. Vesistö on altis happamoitumiselle, jos alkaliniteetti eli haponsitomiskyky on vähäinen (Vuori ym. 1995, Oravainen 1999). Puskurointikykyyn vaikuttaa olennaisesti alueen maaperä; karut, kallioiset moreenimaiden vesistöt ovat puskurointikyvyltään huonoja (Oravainen 1999). Sähkönjohtavuus kertoo veteen liuenneiden suolojen määrän (Oravainen 1999). Sähkönjohtavuutta lisäävät esimerkiksi natrium, magnesium, kalium ja kalsium. Sähkönjohtokykyyn vaikuttavat kaikki veteen liuenneet aineet, minkä seurauksena sähkönjohtokyky nousee valunnan kasvaessa.

Tyypillisesti metsäalueiden vesistöt ovat siis karuja, pääosin humuksen kuormittamia, ruskehtavia vesistöjä. Metsätalouden vaikutukset näkyvät selvimmin pienillä latvavesillä, missä muita kuormituslähteitä ei ole ja missä valuma-alueista toimenpiteet käsittävät kerralla hyvin suuren osan (Saukkonen ja Kenttämies 1995). Metsätalous onkin useiden latvavesien suurin kuormittaja (Laurén ja Karvinen 2003). Luonnontilaisilla, metsäisillä valuma-alueilla runsas kasvipeite tasoittaa hydrologisia ilmiöitä ja tasaa samalla aineiden huuhtoumia. Esimerkiksi kiintoaineen

huuhtoutuminen luonnontilaisilta valuma-alueilta on pientä ja vain pieni osa ravinnehuuhtoumista liittyy kiintoainehuuhtoumiin (Mattsson ym. 2003). Myös ravinteiden huuhtoumat ovat luonnontilaisilla alueilla pieniä, sillä metsäekosysteemeissä ravinnekierto on lähes suljettu systeemi (Ahtiainen ja Huttunen 1999).

2.2 Hydromorfologia Suomessa

Hydrologialla tarkoitetaan vesimuodostuman vesimääriin ja sen vaihteluun vaikuttavia olosuhteita, kuten sadantaa, haihduntaa, valuntaa, pinnankorkeuden vaihtelua, virtausoloja ja kerrostuneisuutta. Morfologialla tarkoitetaan mm. vesimuodostuman pituus-, leveys- ja syvyyssuhteita sekä ranta-alueita ja pohjan laatua muuttavia rakenteita, pengerryksiä ym. ihmistoiminnan aiheuttamia muutoksia (Lappalainen ja Matinvesi 1990, Vuori ym. 2009). Vesimuodostuman hydrologia ja morfologia yhdessä vaikuttavat esimerkiksi veden vaihtuvuuteen, virtausolosuhteisiin uomassa sekä kerrostumisolosuhteisiin. Hydromorfologia siis tarkastelee vesimuodostumien fyysisiä piirteitä.

Suomessa sadanta on keskimäärin 650 mm vuodessa, Lapissa 550–700 mm ja Etelä-Suomessa paikoin yli 750 mm (Matinvesi ym. 1990) ja sadannan intensiteetti on pieni (Joensuu 2002). Haihdunta on Etelä-Suomessa suurempaa kuin Pohjois-Suomessa, mikä tasaa sadannan eroja (Matinvesi ym. 1990). Näiden tekijöiden lisäksi hydrologiaan vaikuttaa talvi; Suomessa maaperä on osan vuodesta jäässä (Joensuu 2002). Järvi-Suomen alueella vuosisadannasta 35–40 % tulee lumena (Matinvesi ym. 1990). Lumen sulamisen ja syksyn aiheuttamat tulvat ovat hydrologisesti merkittäviä. Kesällä valuma- ja kuormituspiikkejä syntyy rankkasateiden seurauksena sekä pitkäaikaisilla sadejaksoilla (Lappalainen 1990).

Valuntaa syntyy, kun sadanta on suurempaa kuin haihdunta ja kasvien haihdutus (Tamm ym. 1974). Valunta on suurimmillaan keväällä lumen sulaessa ja syksyllä rankkasateilla (Mattsson ym. 2003). Kevätvalumien osuus koko vuoden valunnasta voi olla keskimäärin jopa 50 % (Saukkonen ja Kortelainen 1995). Valunta on Etelä-Suomessa pienempää kuin Pohjois-Suomessa (Kortelainen ym. 2006). Haihdunta keskittyy kesäaikaan; 50–60% vuosihaidunnasta tapahtuu kesä-elokuun aikana Etelä-Suomessa ja Lapissa jopa 70–80 % (Matinvesi ym. 1990). Yleensä ottaen valumat ovat hieman suurempia kivennäismailta kuin turvemailta (Saukkonen ja Kortelainen 1995).

3 Metsätalouden toimenpiteet ja vesistövaikutukset

3.1 Ojitukset, lannoitukset, hakkuut ja uittorakenteet

Ojituksilla pyritään kuivattamaan ojitettavan alueen maaperää ja parantamaan siten alueen puuston kasvua (Hiltunen 1981, Huikari 1999). Laaja-alainen uudisojitus käynnistyi vuonna 1955, kun saatiin käyttöön koneelliset metsäoja-aurat. Uudisojituksessa suo ojitetaan ensimmäistä kertaa. Kunnostusojituksessa vanhojen ojien kuivatusvaikutusta parannetaan (Päivänen 1999). Ojia perataan auki, jotta kuivausteho palautuu alkuperäiselle tasolle mahdollisen umpeenkasvun tai liettymisen jälkeen. Kunnostusojitus tehdään usein päätehakkuun yhteydessä, kun puuston kuivattava vaikutus lakkaa hakkuun vuoksi (Päivänen 1999). Täydennysojituksessa lisätään alueelle uusia ojia, mikäli ojien perkaus ei riitä tarvittavaan kuivatustulokseen.

Suomessa uudisojituksen huippu oli 1970-luvulla (Kenttämies 2006). 2000-luvulla varsinaisia uudisojituksia ei enää ole tehty. Kunnostusojitukset ja täydennysojitukset taas ovat lisääntyneet 1980-luvulta alkaen. Nykyään kunnostusojituksia tehdään puuston uudistamissyklin mukaisesti, eli 20–40 vuoden välein kullakin ojitetulla alueella (Sillanpää ym. 2006). Nykyisin metsätalouden toimenpiteistä nimenomaan kunnostusojitus vaikuttaa eniten vesistöjen ravinnekuormitukseen (Kenttämies ja Haapanen 2006, Joensuu 2002).

Lannoituksella pyritään parantamaan puuston kasvua lisäämällä maahan kasviravinteita. Lannoitus on ollut huipussaan 1970-luvulla ja loppui lähes kokonaan 1990-luvulla, mutta on noussut siitä vielä noin 10 000- 15 000 hehtaarin vuositasolle (Kenttämies 2006). Metsien lannoitukseen johti aikoinaan puuston kasvun parantamisen tarve, kun puustoa hakattiin uudistumiskykyä nopeammin (Salonen 1999). Metsiä lannoitetaan tyvellä, fosforilla ja kaliumilla. Metsien lannoituksen aiheuttama fosforikuormitus alkoi vähentyä 1986-luvulla, kun taas typpikuormitus väheni jo 1977-luvulla. Syynä tähän on siirtyminen helppoliukoisiin fosforilannoitteisiin 1970-luvun lopulla (Kenttämies 2006).

Erilaisia hakkuuta ovat esimerkiksi päätehakkuu, harvennushakkuu ja taimikonhoito. Päätehakkuussa kaikki puut kaadetaan kerralla. Harvennushakkuussa vain osa puustosta kaadetaan, mikä parantaa jäljelle jäävien puiden kasvua. Taimikonhoidossa nuorta metsää karsitaan haluttuun suuntaan esimerkiksi puulajiston kannalta. Hakkuun jälkeen hakkuutähteet ja samalla ravinteet usein korjataan pois metsästä.

Hakkuiden jälkeen maata muokataan usein ennen uuden taimikon istuttamista. Maaperän muokkauskeinoja ovat auraus, mätästys, äestys ja laikutus. Muokkauksella pyritään helpottamaan uuden taimikon kasvua. Muokkaus parantaa taimien ravinteiden ja veden saantia. Auraus on vähentynyt 1990-luvulta alkaen, kun taas äestys ja laikutus ovat lisääntyneet.

Metsätalouden tarpeesta Suomessa on rakennettu paljon keinotekoisia rakenteita jokiin ja perattu koskia tukinuittoa varten. Ensimmäisiä rakenteita tukinuittoa varten tehtiin Suomen vesistöihin jo 1850-luvulla (Peltonen 1991). Tällöin jo alkoivat koskien ja muiden vaikeakulkuisten vesistöpaikkojen perkaukset ja muokkaus uittoväyliksi. Rakentaminen vaikutti aluksi etenkin pienempien jokien ja koskien morfologiaan, mutta levisi myöhemmin myös suurimpiin vesiväyliin sahateollisuuden kasvun myötä. Uittoa varten on rakennettu esimerkiksi uomien sivuille ohjauspatoja ja vedenpinnan nostoa varten laitoja. Lisäksi on perattu koskia ja matalikkoja sekä tehty kokonaan uusia vesiväyliä. 1950-luvulta lähtien uitto on vähentynyt ja loppunut lähes kokonaan. Nykyisin perattuja koskia kunnostetaan ja keinotekoisia rakennelmia puretaan pois uomista.

3.2 Ravinteiden kulkeutuminen

Metsätaloustoimet valuma-alueilla vaikuttavat ravinnekiertoihin. Metsätalousalueiden kokonaistyyppikuorma vesistöihin on suurempi verrattuna luonnontilaisiin metsäisiin valuma-alueisiin (Mattson ym. 2003, Mattsson ym. 2006, Haapanen ym. 2006). Metsätalouden aiheuttama typpihuuhtouma on kuitenkin vähentynyt (Kenttämies ja Haapanen 2006). Vuonna 2003 metsätalouden osuus vesistöjen typpikuormituksesta oli vain 5 % (Kenttämies 2006) ja tästä kuormituksesta 40 % aiheutui erilaisista hakkuista. Hakkuu katkaisee ravinteiden kierron ja muuttaa sitä niin kauan, kunnes kasvillisuus on palautunut ja ravinteet voivat sitoutua siihen (Ahtiainen ja Huttunen 1999). Typen huuhtoutuminen lisääntyy etenkin turvemaidella, mutta myös kivennäismailla (Ahtiainen ja Huttunen 1999, Haapanen ym. 2006, Mattsson ym. 2006). Kohonneiden pitoisuuksien kestoon vaikuttaa hakkuun jälkeinen muokkausmenetelmä (Kubin 1995).

Myös soiden ojitukset nostavat kokonaistypen, nitraattitypen sekä ammoniumtypen kuormitusta sekä kivennäismailla että turvemaidella (Mattsson ym. 2006). Kunnostusojituksen jälkeen kokonaistypen kuormitus valuma-alueelta voi kuitenkin jopa laskea hetkellisesti. Ammoniumtypen ja nitraattitypen kuorman on sen sijaan havaittu kasvavan (Heikurainen 1978).

Myös fosforin huuhtoumien on todettu kasvavan metsätaloustoimien seurauksena (Kenttämies 1981, Rask ym. 1995, Sallantaus 1995, Sillanpää ym. 2006, Mattsson ym. 2006). Metsätalouden aiheuttama fosforihuuhtouma on nykyisin vähentymään päin (Kenttämies ja Haapanen 2006) ja huuhtoutumien suuruus riippuu muokkausmenetelmästä (Mattsson ym. 2006). Hakkuut ja muokkaukset nostavat kuitenkin edelleen vesistöjen fosforipitoisuuksia (Rask ym. 1995, Mattsson ym. 2006). Vuonna 2003 metsätalouden aiheuttama fosforin kuormitus oli 8 % koko ihmisperäisestä kuormituksesta (Kenttämies 2006). Tästä 50 % aiheutui hakkuiden seurauksena. Fosforin huuhtoutumisen kannalta olennaista on hakkuusta aiheutuva pohjavedenpinnan nousu, sillä se voi johtaa hapettomuuteen maakerroksissa (Sillanpää ym. 2006), mikä lisää fosforin vapautumista veteen.

Myös ojitus nostaa kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin kuormia (Mattsson ym. 2006). Nousu näkyy selvemmin turvemaalla kuin hiekkamaalla. Ojitusten on todettu lisäävän kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin huuhtoutumista (Joensuu 2002). Ojituksen jälkeen alueen huuhtoumissa voi näkyä suon toiminnallinen muutos ravinteiden pidättäjästä ravinteiden luovuttajaksi (Sallantaus 1995).

3.3 Kiintoainepitoisuudet ja sähkönjohtavuus

Ojitusten on todettu lisäävän kiintoainepitoisuuksia ja -kuormaa ojitusalueen alapuolisiin vesiin (Kenttämies 1981, Ahti ym. 1995, Åström ym. 2001, Mattsson ym. 2006). Ahtin ym. (1995) mukaan ojien kaivaminen ja siitä aiheutuva kiintoaineen huuhtoutuminen on suurin metsätalouden aiheuttama haitta alapuolisille vesistöille. Suurin kiintoainekuorma ojien kaivuusta syntyy kaivuajankohtana sekä sen jälkeen kevättulvien ja rankkasateiden aikaan. Erityisesti kiintoainekuormaa lisäävät ojitukset herkästi erodoituvilla maalajeilla ja valtaojissa (Ahti ym. 1995). Lisääntyneen kiintoainekuorman kesto vaihtelee kuitenkin paljon.

Hakkuista aiheutuvat kiintoaineen kulkeumat ovat vähäisiä ja vaihtelevia, riippuen paljon maanmuokkausmenetelmästä. Haapanen ym. (2006) havaitsivat, että alueilla, joilla hakkuusta ei aiheutunut vedelle uusia kulkureittejä, kiintoaineen huuhtoutuminen uudistushakkuun jälkeen jäi vähäiseksi. Kiintoainekuormituksen määrään vaikuttivat myös huomattavasti maaperän laatu sekä kaltevuus. Suojavyöhykkeiden on todettu vähentävän kiintoaineen kulkeutumista vesistöihin.

Sähkönjohtavuuden on todettu nousevan ojitusten seurauksena (Heikurainen ym. 1978), mikä liittyy ionipitoisuuksien kasvuun vesistöissä. Kalsium- ja magnesiumpitoisuuksien on havaittu nousevan kunnostusojituksen jälkeen (Åström ym. 2001). Kalsium- ja magnesium pitoisuuksien nousu nostaa

samalla myös sähkönjohtavuutta. Lisäksi orgaanisen aineen hajoaminen nostaa veden sähkönjohtavuutta (Oravainen 1999) ja ojitusten on todettu lisäävän orgaanisen aineen huuhtoutumista (Åström ym. 2001). Metsien lannoituksella on mahdollisesti aikoinaan ollut vaikutusta vesistöjen sähkönjohtavuuteen, mutta esimerkiksi kaliumlannoituksen vaikutuksen on todettu häviävän jo 1–2 vuodessa (Kenttämies 1981). Kaliumpitoisuuksien on todettu nousevan myös hakkuiden ja maanmuokkausten seurauksena (Rask ym. 1995).

3.4 Metallipitoisuudet

Vesistöjen metallipitoisuuksien on havaittu muuttuvan niin hakkuiden kuin ojitustenkin seurauksena (Sallantaus 1995, Åström ym. 2001, Joensuu ym. 2006, Ukonmaanaho ym. 2014). Ojituksen seurauksena suo voi muuttua alkali- ja maa-alkalimetallien pidättäjästä niiden luovuttajaksi (Sallantaus 1995). Suo- ja metsäojitukset lisäävät usein voimakkaasti raudan pitoisuuksia valumavesissä, mikä liittyy myös humuksen huuhtoutumiseen (Vuori 1995). Myös kunnostusojituksen jälkeen alumiini- ja rautapitoisuus kohoavat usein hetkellisesti (Joensuu ym. 2006). Raudan pitoisuudet voivat joissakin tapauksissa olla yhteydessä kiintoaineen pitoisuuksiin ja siksi kohota ojituksen jälkeen. Myös mangaanipitoisuuden nousut ovat mahdollisesti yhteydessä kiintoaineen lisääntymiseen.

Hakkuut etenkin turvevaltaisella alueella voivat nostaa metallikuormaa valuma-alueelta (Ahtiainen ja Huttunen 1999, Ukonmaanaho ym. 2014). Ukonmaanaho ym. (2014) havaitsivat suometsien energiapuukorjuun lisäävän valumavesien Ni-, Cu-, Fe-, Zn-, Al- ja Hg-pitoisuuksia. Pitoisuuksien nousu valumavesissä voi liittyä myös kuolleen orgaanisen aineksen hajoamiseen. Hakkuutähteiden maatuessa niistä vapautuu ympäristöön esimerkiksi alumiinia, nikkeliä, kadmiumia ja sinkkiä (Asam ym. 2013).

3.5 Orgaaninen hiili (TOC)

Hakkuut lisäävät sekä partikkelimaisen että liuenneen orgaanisen hiilen huuhtoutumista vesistöihin ja pitoisuuksia vesistöissä (Haapanen ym. 2006). Puiden puuttuminen kivennäismailta muuttaa maaperän kosteusoloja, mikä lisää sekä hiukkasmaisen että liuenneen hiilen huuhtoutumista.

Orgaanisen hiilen huuhtoutuminen hakatulta alueelta voi olla koholla jopa vuosikymmeniä (Heikurainen 1978).

Ojituksen seurauksena TOC -pitoisuuksien on havaittu laskevan (Åström ym. 2001, Kenttämies 1981), mitä on selitetty mm. suon pohjaveden pinnan laskulla, minkä seurauksena vesi on vähemmän kosketuksissa ylempien, humusrikkaiden turvekerrosten kanssa (Åström ym. 2001). Lisäksi mikäli ojat kaivetaan kivennäismaahan asti, on mahdollista, että osa vedessä olevasta humuksesta sitoutuu kivennäismaahan ja välttyy siten huuhtoutumiselta. Heikuraisen (1978) mukaan kohonneita pitoisuuksia voi esiintyä pitkäänkin erityisesti sateen yhteydessä.

3.6 pH-arvot

Ojitusten on havaittu muuttavan valumavesien ja ympäröivien vesistöjen keskimääräisiä pH-arvoja (Åström ym. 2001, Joensuu 2002). pH-arvo voi nousta usealla kymmenyksellä ja olla koholla useita vuosia (Joensuu 2002). Keskimääräistä pH:n nousua selittää mahdollisesti kasvava ammoniumtyypen vapautuminen. Toisaalta pH:n nousu voi olla väliaikaista ja ojitus voi lisätä happamien pH-piikkien määrää (Vuori ym. 1995). Ojitus voi aluksi nostaa valumavesien pH:ta, kun suo muuttuu emäskationien varastosta niiden lähteeksi. Myöhemmin emäskationit vähentyvät ja valumavesien pH laskee. pH:n muuttumisen taustalla voi olla myös virtaaman kasvun seurauksena laskenut alkaliniteetti, minkä johdosta veden vetyionien puskurointikyky heikkenee ja pH voi siten laskea (Åström ym. 2001). Näin ollen veden pH:n nousua voidaan selittää sekä TOC -pitoisuuden laskulla, että alkaliniteetin kasvulla ojituksen seurauksena.

Avohakkuiden seurauksena pH:n on havaittu nousevan, huolimatta humuspitoisuuden noususta (Sandman ym. 1995). Humus alentaa veden pH:ta, mutta sisältää myös emäsryhmiä, jotka toimivat puskurina pH:n alenemiselle (Matinvesi ym. 1990).

3.7 Väriarvo ja kemiallinen hapenkulutus

Hakkuut ja maanmuokkaus voivat aiheuttaa väriarvon ja kemiallisen hapenkulutuksen kasvua (Rask ym. 1995). Hakkuiden on todettu lisäävän orgaanisen hiilen huuhtoutumista (Haapanen ym. 2006) ja näin ollen voi kasvaa myös orgaanisen aineen huuhtoutuminen, veden väriarvo ja samalla

hapenkulutus. Hakkuiden yhteydessä tehtävät maanmuokkaukset rikkovat maanpinnan, mikä lisää orgaanisen aineen ja kiintoaineen huuhtoumia (Mattsson ym. 2006). Myös ojituksen seurauksena valumavesien orgaanisen aineen määrän on todettu kasvavan (Heikurainen 1978), joten näin ollen voidaan olettaa myös hapenkulutuksen kasvavan ojitusten seurauksena ainakin hetkellisesti.

3.8 Hydromorfologia

Ojitukset muuttavat merkittävästi soiden hydrologiaa. Ojitukset laskevat pohjaveden pintaa (Tamm ym. 1974, Heikurainen 1978, Hiltunen 1981) ja vaikuttavat soilta tuleviin valumiin. Ojituksen aikana ja ojituksen jälkeen pohjaveden pinta laskee noin 20–30 cm jopa kuukausien ajaksi. Ojituksen seurauksena myös kasvien haihduttaminen, sekä haihdunta vapaasta vedestä vähenevät. Suon pinnan kuivumisen seurauksena myös kasvit kuivuvat, transpiraatio vähenee ja maaperän happipitoisuus nousee. Pohjaveden pinnankorkeuden lisäksi ojitus vaikuttaa myös suolta tuleviin valumiin. Ojitus lisää vuosivaluntaa noin 30 % (Hiltunen 1981). Eniten kasvavat talven ja kesän alivalumat. Kesän alivalumien on todettu kasvaneen jopa viisinkertaisiksi ojittamattomaan suohon verrattuna (Heikurainen 1978). Valunta suolta kasvaa, koska suon pintakerros kuivuu ja haihdutuskapasiteetti pienenee, mikä myös lisää ohivirtaamaa. Vaikutukset voivat kestää useita vuosia (Hiltunen 1981 ja Mattsson ym. 2006).

Toisaalta ojitusten on myös havaittu tasoittavan valunnan huippuja; sadejaksojen valunta on ojitetuilla alueilla pienempi ja kuivien jaksojen valunta suurempi kuin ojittamattomilla alueilla (Heikurainen 1978). Ojituksen tasaava vaikutus johtuu vedenvarastoimiskyvyn kasvusta, valuntakynnyksen alentumisesta ja ajan kuluessa puuston lisääntyvästä vedenottokyvystä ja haihdutuksesta (Hiltunen 1981). Kuitenkin mikäli suo täyttyy vedestä, valuntaa tasaava vaikutus häviää ja esimerkiksi rankkasateiden aikana valuntahuiput voivatkin kasvaa. Valunta myös jatkuu pidempään ojitetuilla alueilla ja tulvavedet purkautuvat nopeammin ojitetuilta alueilta (Kenttämies 2006). Koska ojitukset muuttavat alueen hydrologiaa, niiden vaikutukset alueen huuhtoumiin voivat olla hyvin pitkäaikaisia, lähes pysyviä. Tällainen vaikutus havaitaan erityisesti, jos suo sijaitsee valuma-alueen alaosassa, lähellä vesistöä.

Ojituksen lisäksi myös hakkuilla on vaikutuksia hydrologiaan. Hakkuut voivat lisätä alueen valuntaa ja nostaa pohjaveden pinnan korkeuteen (Ahtiainen ja Huttunen 1999, Sillanpää ym. 2006). Valunnan kasvua voi tapahtua jätetyistä suojavyyhykkeistä huolimatta. Metsät vaimentavat hydrologisia ääritapahtumia kuten tulvia, eroosiota ja ravinteiden huuhtoutumista (Mattsson ym. 2006), joten

hakkuun jälkeen nämä ilmiöt voimistuvat. Aukeiden hakkuualueiden lumipeitteen syvyys kasvaa, minkä seurauksena myös valumat keväällä voivat kasvaa (Heikurainen ja Päivänen 1970). Lisäksi hakkuut aikaistavat ja terävöittävät kevät- ja kesäylivalumia (Sillanpää ym. 2006). Etenkin avohakkuilla on usein selvät vaikutukset alueen hydrologiaan. Pohjaveden pinta nousee, kun vettä haihduttavat puut hävitetään ja sadanta tulee suoraa maahan (Heikurainen ja Päivänen 1970).

Metsätalouden toimenpiteistä Suomen vesistöjen morfologiaan on vaikuttanut eniten uomien perkaus tukinuittoa varten. Metsätaloustoimet ovat yksipuolistaneet jokien morfologisia piirteitä ja siten vähentäneet virtavesihabitaattien monimuotoisuutta (Boon 1988). Uoman perkaus ja muokkaus kasvattavat virtausnopeutta pysyvästi, mikä vaikuttaa esimerkiksi aineiden huuhtoutumiseen ja uoman eliöiden olosuhteisiin. Hetkellisesti perkaukset nostavat kiintoainekuormaa ja samalla ravinnekuormaa alapuolisiin vesiin. Uiton auttamiseksi kevät- ja syysvirtaamat on pyritty nostamaan mahdollisimman suuriksi (Peltonen 1991). Vedenkorkeuden nosto on aiheuttanut ylimääräisen orgaanisen aineksen huuhtoutumista aiemmin vedenpinnan yläpuolella olleilta alueilta. Uoman morfologisen monimuotoisuuden sekä uoman varjostuksen on todettu vaikuttavan tiettyjen eliölajien esiintymiseen ja oloihin (Jutila ym. 1995).

Nykyisin monia koskia on jälkeempään kunnostettu ja pyritty saamaan ne vastaamaan luonnontilaista uomaa ennen uittoa. Kunnostetuilla alueilla menee kuitenkin aikaa palautua muutoksista, ja myös kunnostuksilla voi olla hetkellisiä negatiivisia vaikutuksia esimerkiksi vedenlaatuun. Pitkällä aikavälillä kunnostus voi palauttaa alueen monimuotoisuutta ja lajistoa (Roni ym. 2008).

3.9 Pohjaeläinyhteisöt

Metsätaloustoimenpiteiden aiheuttamat muutokset vesistöjen valaistusolosuhteissa, lämpötilassa sekä veden laadussa voivat aiheuttaa muutoksia myös alueiden eliöyhteisöjen koostumuksessa (Holopainen ja Huttunen 1995, Vuori ym. 1998). Vesistöjen fosforipitoisuuden noustessa perustuottajien, kuten levien ja kasviplanktonin, tuotantokyky nousee (Vanni 1987). Suurin tuotantokyvyn nousu tapahtuu nimenomaan karuissa vesistöissä. Metsätaloustoimenpiteet voivat siten aiheuttaa muutoksia, jotka heijastuvat myös vesistöjen eliöihin. Ojitusten on todettu vaikuttavan pohjaeläinten monimuotoisuuteen heikentämällä veden laatua sekä muuttamalla pohjaeläinten elinympäristöä (Vuori ym. 1998). Vuori ym. (1998) havaitsivat pohjaeläinlajeja olevan eniten kasvipeitteisillä pohja-alueilla ja vähiten hiekkapeitteisillä pohjilla. Etenkin vesisammalten havaittiin lisäävän pohjaeläinten määrää. Pohjaeläinlajien vaihtelua paikoittain selittävät parhaiten pohjan

kasvipeitteisyys, alumiiniin maksimipitoisuus, ojituksen intensiteetti sekä keskimääräinen raudan pitoisuus. Metsäojitusten seurauksena kasvipeitteisten habitaattien laatu voi heikentyä niiden peittyessä erodoituneeseen hiekkaan. Tämä yhdessä veden laadun muutosten kanssa voi aiheuttaa pohjaeläimistön vähentymistä ja yksipuolistumista.

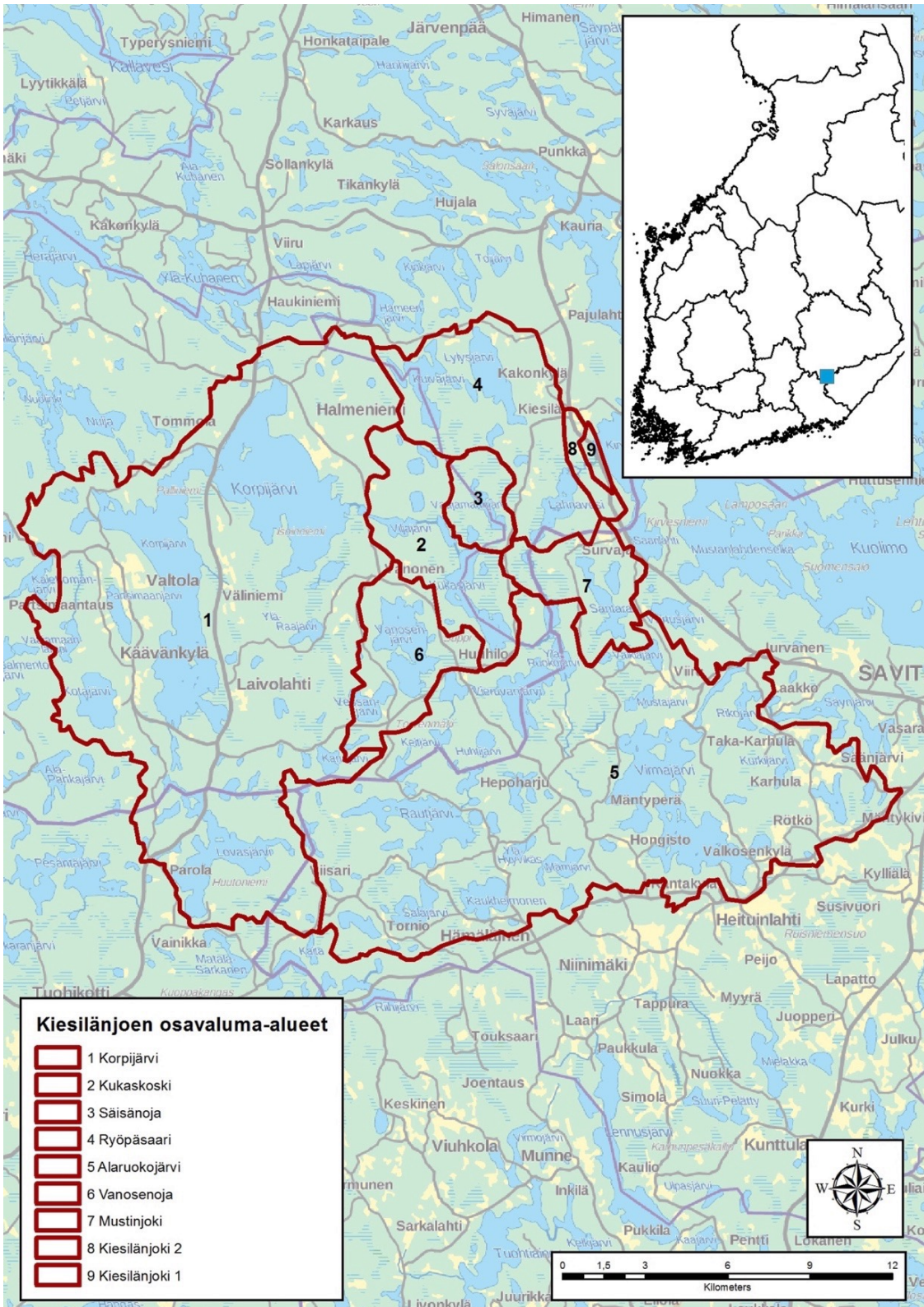
Hakkuut ja äestys voivat lisätä joidenkin pohjaeläinten, kuten hernesimpukan (*Pisidium* sp.), biomassaa ja toisaalta vähentää joidenkin, esim. kaislakorenon (*Neuroptera*) biomassaa (Rask ym. 1995). Muutokset lajisuhteissa voivat johtua simpukoille sopivien ravintopartikkelien runsastumisesta ja saalistuspaineen muutoksesta. Näin ollen Rask ym. (1995) mukaan metsätaloustoimenpiteet eivät aiheuttaneet pohjaeläimistölle haitallisia muutoksia, mutta pohjaeläinten runsastuminen viittaa perustuottajien runsastumiseen ja rehevöitymiseen. Rask ym. (1995) havaitsivat myös äyriäisplanktonin runsastuneen hakkuiden ja maanmuokkauksen jälkeen. Myös tätä selitettiin perustuotannon kasvulla. Muutokset pohjaeläimistössä ja eläinplanktonissa näkyvät myös ylempien trofiatasojen ravinnonkäytössä. Toisaalta kaiken kaikkiaan on todettu, että pohjaeläinyhteisöjen koostumusta säätelee eniten joen ja valuma-alueen koko sekä alueellinen sijainti Suomessa (Hämäläinen 2007).

4 Aineisto ja menetelmät

4.1 Tutkimusalue

Tutkimusalue sijaitsee pääosin Etelä-Karjalan alueella, Kaakkois-Suomessa. Tarkasteltava valuma-alue sijoittuu Savitaipaleen, Suomenniemen ja Mäntyharjun kuntien alueelle. Tutkimuksen kohteena on vesireitti Korpijärveltä Viljajärven, Kukasjärven, Ala-Ruokojärven, Lahnaveden ja Kiesilänjoen kautta Kuolimon Kirvesselälle sekä tämän vesireitin valuma-alue (kuva 1). Suomen ympäristökeskuksen (2010) määritelmän mukaan Kiesilänjoen valuma-alueen pinta-ala on 452,9 km². Tutkimus kohdistuu reitin jokiosioihin tai jokimaisiin ympäristöihin, joista tässä työssä kokonaisuutena puhutaan Kiesilänjokena, sekä tämän vesireitin valuma-alueen maankäyttöön. Alue kuuluu Vuoksen vesienhoitoalueeseen. Kiesilänjoki on pintavesien ekologisen luokittelun mukaan keskisuuri kangasmaiden joki (Hertta -tietokanta 5.5.2015). Uoman leveys vesireitin jokiosioilla on noin 5-20 metriä ja vesireitin kokonaispituus on noin 20 kilometriä, josta jokimaisia jaksoja on noin

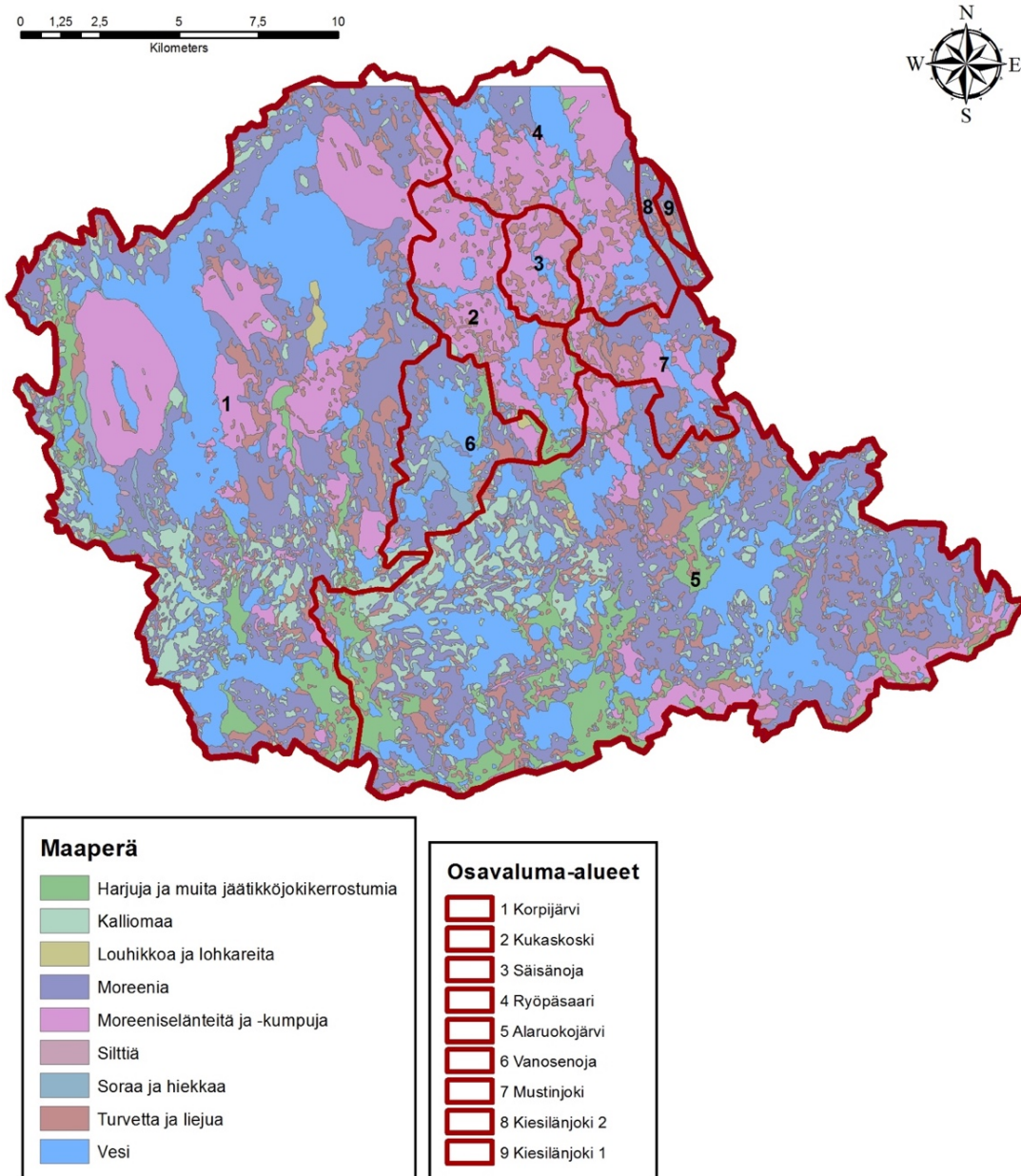
8 kilometriä. Uoman olosuhteet vaihtelevat kivikkoisesta matalasta syvempään pehmeään pohjaan useita kertoja. Rantavyöhykkeen kasvillisuus vaihtelee ruoikosta havumetsään ja suosta nurmeen. Vesireitillä on siis hyvin monenlaisia ympäristöjä ja osa näytepaikoista eroaa ympäristöltään paljon. Kokonaisuudessaan vesireitin jokiosuuksien kunto on pintavesien ekologisen luokittelun kriteerien mukaan hyvä ja järvien kunto erinomainen (Suomen ympäristökeskus 2015).



Kuva 1. Kiesilänjoen valuma-alue ja alue jaettuna osa-valuma-alueisiin (Suomen ympäristökeskus 2010).

Valuma-alueen kallioperä on pääosin rapakivigraniittia (Karttaikkuna 10.2.2016). Graniittia ja siihen liittyviä kivilajeja on Korpijärven pohjoispuolella. Maaperätiedot saatiin Geologian

tutkimuskeskukselta. Maaperä on suureksi osaksi sora- ja hiekkamoreenia tai kumpumoreenia (kuva 2). Lisäksi alueella on harjuja, turvekerrostumia sekä kalliopaljastumia. Turvekerrostumia on Korpjärven eteläpuolella, Vanosenjärven kaakkoispuolella sekä Kukaskosken ja Lahnaveden välissä. Alueen pohjoisosasta ei ollut saatavilla maankäyttötietoja GTK:n aineistoissa. Alueen maaperän hallitsevin piirre ovat erilaiset moreenimaat. Paljaat kalliomaat painottuvat alueen eteläosaan.



Kuva 2. Kiesilänjoen valuma-alueen maaperä.

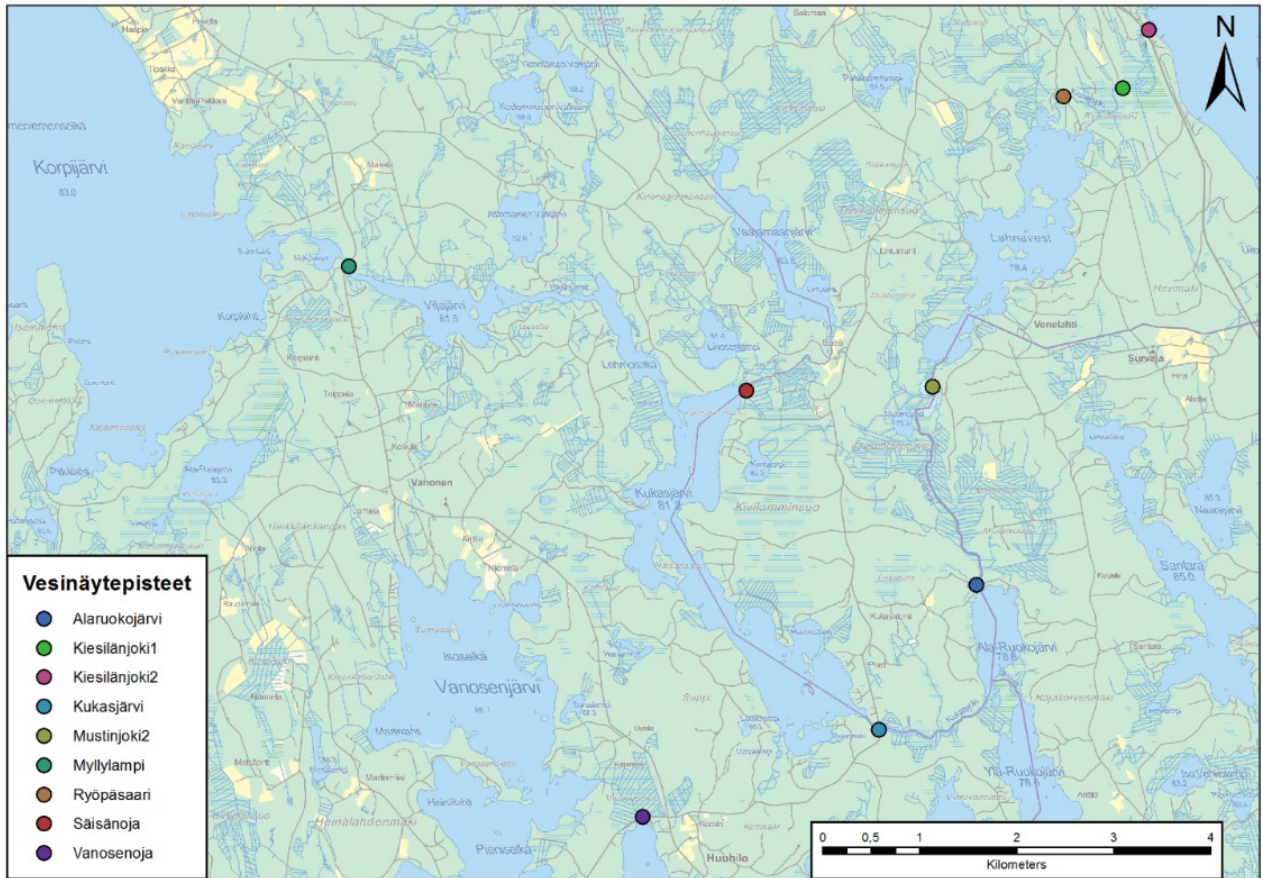
4.2 Käytetyt paikkatietoaineistot ja laitteet

Kaikki karttatarkastelu ja paikkatietoanalyysit tehtiin ArcGis –ohjelmistolla. Taustakarttana käytettiin maanmittauslaitoksen taustakarttasarjaa. Valuma-alueetiedot ladattiin suoraan Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämästä latauspalvelusta, Lapiosta. Käytetty aineisto on nimeltään Valuma-alueet. Osavaluma-alueiden rajat määritettiin paikkatietopalvelu PaITulista ladatulta, maanmittauslaitoksen tuottamalta maastokartalta (1:50 000). Kullekin vesinäytepisteelle rajattiin kartalta oma valuma-alueensa korkeuskäyrien perusteella manuaalisesti. Alueen maankäyttöä tarkasteltiin Suomen ympäristökeskuksen Corine maanpeite 2012 -aineistojen avulla ja maaperätiedot saatiin Geologian tutkimuskeskuksen Karttaikkuna –palvelusta, käyttäen tarkinta alueelta saatavilla ollutta maaperäkarttaa (1:100 000). Jokaisen osavaluma-alueen maankäyttöä tarkasteltiin erikseen, jotta havaittaisiin valuma-alueen maankäytön mahdollinen vaikutus näytepisteiden veden laatuun. Vesinäytepisteet, pohjaeläinnäytepisteet ja hydromorfologisen arvioinnin jäljet saatiin kartalle käyttäen Garmin GPSmap 62st –laitetta. Ojitusten ja hakkuiden määrän selvittämiseen käytettiin Maanmittauslaitoksen ortokuvia (vuosilta 2011–2012) ja maastokarttaa (1:50 000).

4.3 Vesinäytteet ja –analyysit

Vesireitiltä Korpijärveltä Kuolimon Kirvesselkään valittiin 9 näytteenottopaikkaa (kuva 3) ja näytteet otettiin vuonna 2014 kolmesti; huhtikuussa kevättulvan aikaan (23.4.), heinäkuussa sateiden jälkeen (17.7.) ja lokakuussa syysateiden aikaan (10.10.). Näytteenotto tapahtui käsin noin 30 cm syvyydeltä. Kaikista näytteenottopaikoista otettiin kuusi pulloa näytteitä, joista analysoitiin happipitoisuus, hapenkyllästysaste, sameus, kiintoaine, sähkönjohtavuus, alkaliniteetti, pH, väriluku, kemiallinen hapenkulutus, permanganaattiluku, kokonaistyyppi, kokonaisfosfori, fosfaattifosfori, ammoniumtyppi, nitraatti-/nitriittityppi, rauta, alumiini, mangaani, natrium, kloridi, kalium, kalsium, magnesium ja orgaaninen kokonaishiili TOC. Näytteiden analysoinnin suoritti Saimaan Vesiensuojelu yhdistyksen laboratorio Lappeenrannassa ja määritykset suoritettiin liitteenä olevan taulukon standardien mukaisesti (liite 1). Näytteenoton yhteydessä mitattiin veden lämpötila digitaalisella mittarilla. Huhtikuun näytekierroksella lämpömittaria ei ollut, joten veden lämpötilaksi arvioitiin 5 °C kaikilla pisteillä. Happinäytteet sakattiin heti paikan päällä. Reagensseina käytettiin 1

ml emäksistä jodidiliuosta ja 1 ml mangaanikloridiliuosta, jotka pipetoitiin vesipinnan alapuolelle. Näytteet otettiin järjestyksessä yläjuoksulta alajuoksulle päin.



Kuva 3. Vesinäytteiden ottopaikat.



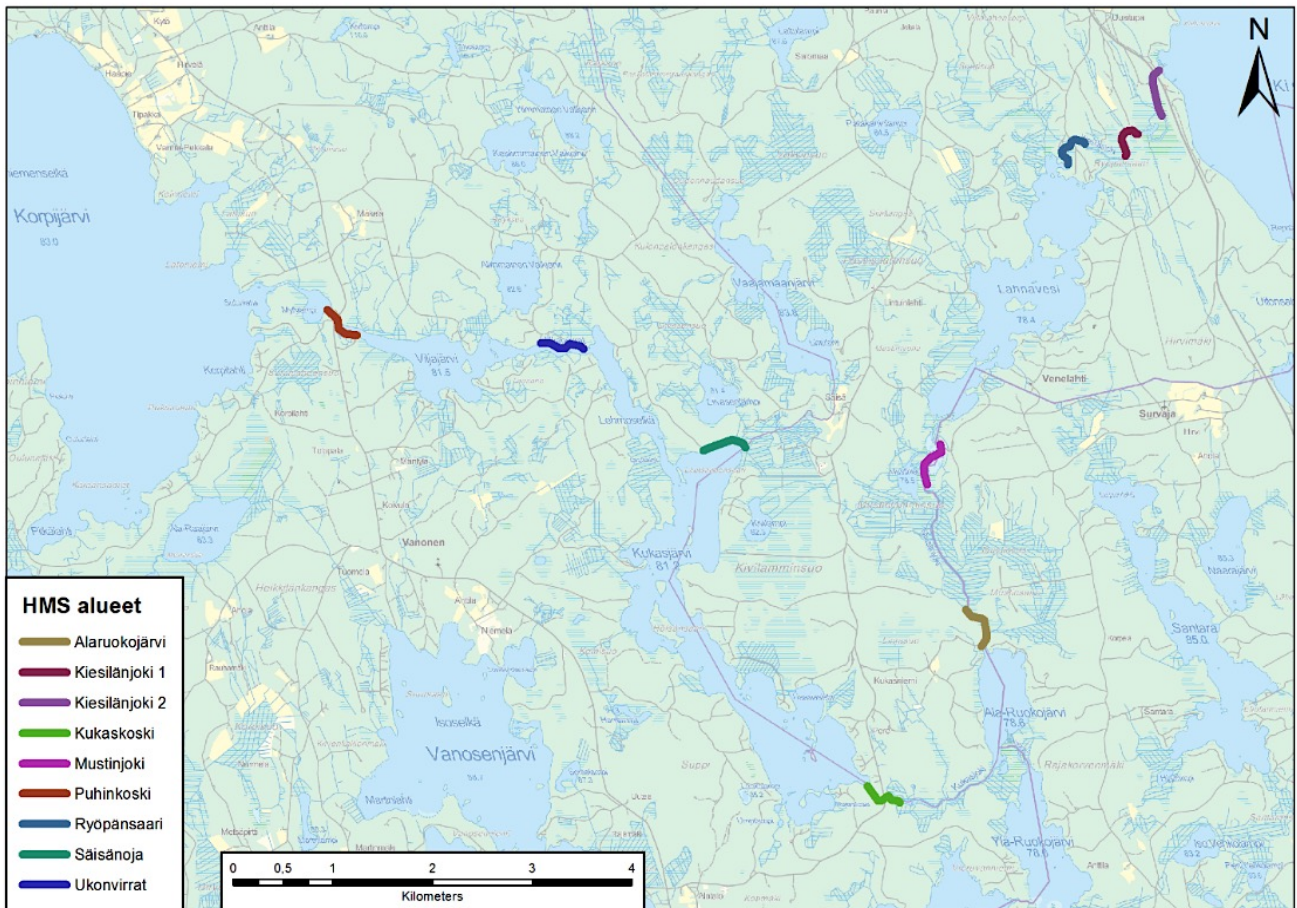
Kuva 4. Kukaskosken vesinäytteiden ottopaikka.

4.4 Hydromorfologisen tilan arviointi

Vesimuodostuman hydromorfologista tilaa voidaan arvioida esimerkiksi englantilaisella River Habitat Survey arvioinnilla tai Pintavesien ekologisen arvioinnin avulla. Hydromorfologisesti hyvässä tilassa oleva joki on luonnontilainen sekä hydrologialtaan että morfologialtaan. Luonnontilaisessa jokiuomassa ”uoman malli, leveyden ja syvyyden vaihtelut, virtausnopeudet, pohjan laatu ja rantavyöhykkeen rakenne ja olot vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita” (Suomen ympäristökeskus 15.3.2013). Tässä työssä hydromorfologiseen arviointiin käytetään River Habitat Surveya.

River Habitat Survey eli RHS on Englannissa kehitetty menetelmä virtavesien fyysisten piirteiden ja habitaattien laadun arvioimiseksi. Menetelmää käytetään apuna esimerkiksi biodiversiteetin säilyttämisessä. Arvioinnissa selvitetään virtavesien muuntuneisuus luonnontilaiseen nähden. Arvioitaessa huomioidaan keinotekoiset rakenteet sekä luonnonvaraisten habitaattien laatu. RHS-arviointiin sisältyy kokonaisuudessaan sekä habitaatin laadun arviointi, että habitaatin muuntuneisuuden arviointi. Tässä tutkimuksessa arvioinnista käytetään vain habitaatin muuntuneisuuden arviointiin tarkoitettua osiota (Habitat Modification Score, HMS). Arvioinnilla selvitetään vesireitin eri osien hydromorfologinen tila. HMS-arvioinnissa ei oteta huomioon biologisia eikä kemiallisia tekijöitä, vaan tarkastellaan ainoastaan uoman hydromorfologisia, fyysisiä ominaisuuksia. Arvioinnissa otetaan huomioon esimerkiksi uoman pohjamateriaali, jokipenkkojen materiaali, erilaiset virtaustyyppit, keinotekoiset piirteet, jokipenkkojen kasvillisuuden rakenne sekä uomaa ympäröivä maankäyttö.

Hydromorfologisen tilan arvioinnit tehtiin kahtena päivänä, 14.10.2014 ja 21.11.2014. Arvioinnit suoritettiin Raven ym. (1998) julkaisun ”River Habitat Quality – the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man” ohjeiden mukaan. Arviointiin otettiin mukaan yhdeksän 500 metrin pituista rantakaistaletta Korpijärveltä Kuolimolle (kuva 5). Arvioitavat alueet olivat muutoin samoilla paikoilla kuin vesinäytepisteet, mutta Vanosenojan pisteen sijasta arvioitiin 500 metrin rantakaistale Ukonvirroilta. Ukonvirrat on jokimainen osa vesireittiä Puhinkosken ja Säisänojan välissä. Arviointi tapahtui kulkemalla maastossa GPS -laitteen kanssa ja merkitsemällä havainnot RHS-lomakkeisiin.



Kuva 5. Hydromorfologiseen arviointiin valitut kaistaleet.

Arviointi tehtiin muissa paikoissa alavirrasta ylävirtaan päin, paitsi Puhinkoskella, Ukonvirroilla ja Alaruokojärven luusuassa ylävirtasta alavirtaan. Jokaisella arvioitavalla 500 metrin kaistaleella arvioitiin 10 erillistä pistettä (spot check-tarkastelu), noin 50 metrin välein. Lisäksi joitakin ominaisuuksia, kuten sillat ja ojat, huomioitiin koko 500 metrin matkalta (sweep-up-tarkastelu). Arvioinnit tehtiin vain toiselta puolelta uomaa huomioiden myös vastarannan ominaisuudet.

Arviointipisteillä tarkasteltiin joen penkkojen sekä uoman rakennetta. Penkkojen muuntuneisuudessa huomioitiin jokipenkköjen pengerrykset, keinotekoiset vahvistus- ja virranohjausrakenteet, muokkaaminen työkoneajokelpoisiksi ja sillat. Uoman rakennetta arvioidessa huomioitiin keinotekoiset ominaisuudet, mikäli niitä oli havaittavissa. Tällaisia olivat siltarummut ja keinotekoiset rakenteet pohjassa tai vahvistetut uoman reunat sekä padot, porrastukset, virtaaman säätelyt ja perkaukset.

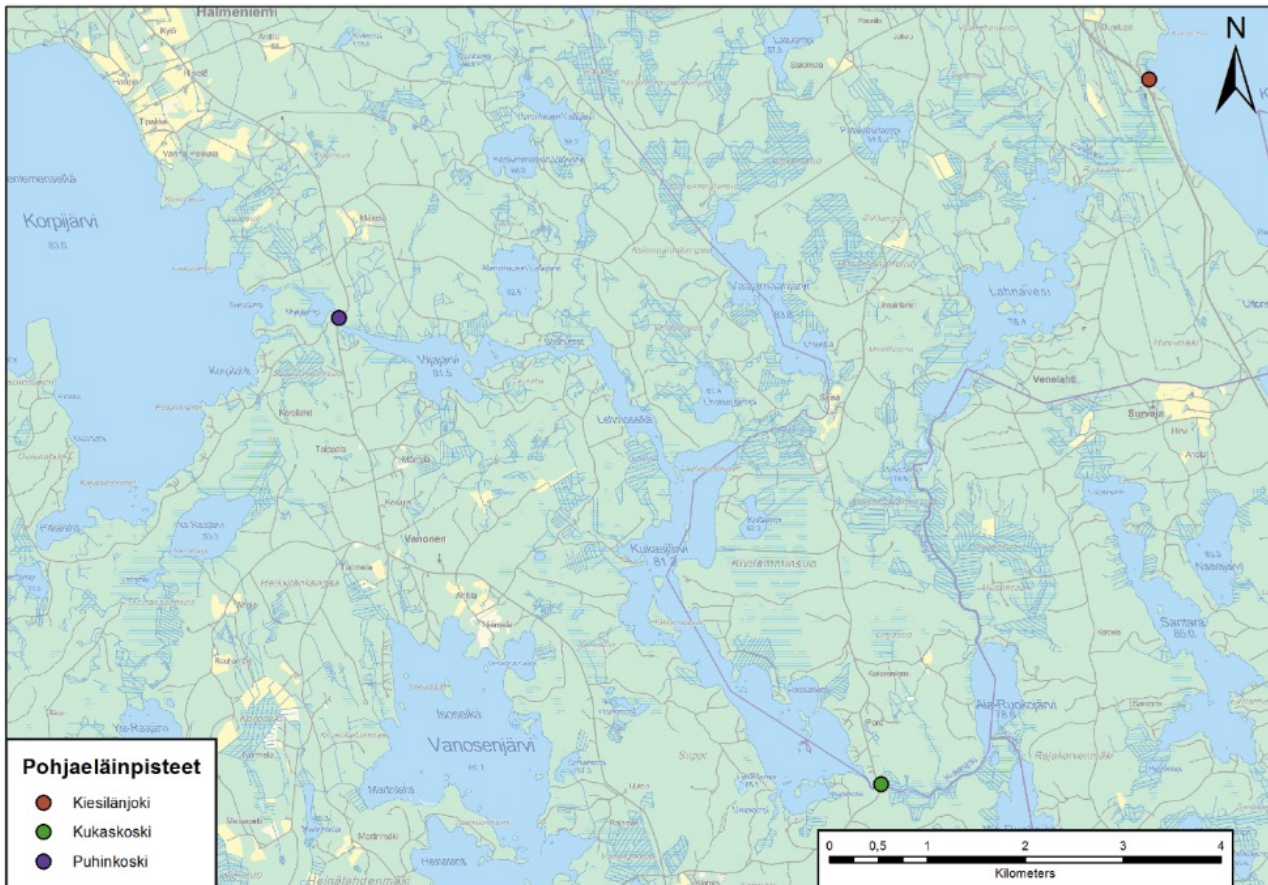
Keinotekoisille rakenteille annetaan arvioinnissa tietty pistemäärä, joka on verrannollinen kyseisen rakenteen aiheuttamaan muutokseen joen ekosysteemille. Laskemalla nämä pisteet yhteen, saadaan

kyseiselle 500 metrin kaistaleelle arvio sen muuntuneisuudesta (Habitat Modification Score). Tulokset jakautuvat kuuteen luokkaan; koskematon/luonnontilainen (0 pistettä), lähes luonnontilainen (0–2 pistettä), pääosin muuntelematon (3–8 pistettä), selvästi muunneltu (9–20 pistettä), merkittävästi muunneltu (21–44 pistettä) ja vakavasti muunneltu (>45 pistettä).

Arviointi perustuu Englannissa luotuun konseptiin, joten sitä ei täysin voida soveltaa Suomen oloihin. Näin ollen arviointiin otettiin mukaan edellä mainittujen lisäksi hakkuiden määrä noin 5 metrin päässä joesta, uomassa olevan puuaineksen määrä sekä laskettiin uomaan kaivettujen metsäojien lukumäärä molemmin puolin jokea jokaisella 500 metrin jaksolla. Nämä arvioitiin erikseen Aroviidan & Vuoren (2009) lomakkeen mukaan ja tämän lomakkeen mukaan saadut pisteet lisättiin Raven ym. (1998) luokituksen mukaisiin pisteisiin.

4.5 Pohjaeläinnäytteet

Pohjaeläinnäytteet otettiin 8.9.2014. Näytteet otettiin Puhinkoskesta, Kukaskoskesta sekä Kiesilänjoesta (kuva 6). Jokaisesta paikasta otettiin neljä näytettä potkuhaavilla. Kustakin paikasta otettiin kaksi rinnakkaista näytettä. Näytteet otettiin sekä kohdasta, jossa oli pieniä kiviä (pKi), että kohdasta, jossa oli isompia kiviä (iKi). Näytteenotto tapahtui potkimalla joen pohjan irtainta ainesta potkuhaaviin ja etenemällä samalla 30 sekunnin aikana 1 m matkan ylävirtaan. Isoimmat kivet puhdistettiin käsin näytteisiin paikan päällä ja muu näyte seulottiin 0,5 mm seulalla. Näytteet säilöttiin heti 70 % etanoliin. Näytteenotto suoritettiin yhteistyössä Etelä-Savon ELY-keskuksen hydrobiologien kanssa. Näytteet poimittiin säilömisen jälkeen ositettujen petrialjojen ja suurennuslampun avulla laboratorioissa. Tämän jälkeen näytteet määritettiin käyttäen Nikon SM21000 -mikroskooppia. Kiesilänjoen ja Puhinokosken näytteet määritti Markus Leppä Etelä-Savon ELY-keskuksen tilaamana, ja Kukaskosken näytteet määritin itse. Etelä-Savon ELY-keskuksessa tarkistettiin eräitä koski- ja päivänkorentomäärityksiä. Määritys tapahtui ELY-keskusten ylläpitämän POHJE-rekisterin mukaiselle tasolle kyseisen tavoitetaksonomian mukaisesti, taksonominen lista löytyy liitteistä (liite 3).



Kuva 6. Pohjaeläinnäytteiden ottopaikat.

Puhinkosken pohjaeläinnäytteet otettiin vuonna 2010 kunnostetun kutosorakon alueelta (kuva 7). Kosken leveys oli noin 13 metriä. Isokivipohjalla oli sekä lohkareita, isoja kiviä että pieniä kiviä. Uomassa oli hiukan kuolleita lehtiä mutta ei juurikaan kasvillisuutta. Virtausnopeus näytteenottohetkellä oli $0,9 \text{ m s}^{-1}$. Näytteet otettiin 0,15–0,29 metrin syvyydeltä. Vesi oli kirkasta. Pikkukivipohjien kohdalla pohjamateriaali oli pääasiassa pientä kiveä, mutta myös lohkareita ja isoja kiviä. Pohjalla ei ollut kasvillisuutta. Virtausnopeus oli $0,7 \text{ m s}^{-1}$. Näytteet otettiin 0,28–0,45 metrin syvyydeltä.



Kuva 7. Pohjaeläinnäytteenottoa Puhinkoskesta.

Kukaskosken isokivinäytteet otettiin pohjalta, jossa oli lohkaraita ja isoja kiviä (kuva 8). Paikalla oli hieman makroleviä. Paikan virtausnopeus näytteenottohetkellä oli $1,4 \text{ m s}^{-1}$. Kukaskosken uoma on perattu ja noin 10 metriä leveä. Näytteet otettiin 0,25–0,42 metrin syvyydeltä. Pikkukivipohjan näytteet otettiin pohjalta, joka oli pääasiassa pientä kiveä ja isoa kiveä. Lisäksi pohjalla oli soraa ja lohkaraita sekä puun runkoja ja oksia. Paikalla oli ilmaversoisia ja uposlehtisiä kasveja (esim. *Myriophyllum alterniflorum*) sekä makroleviä (*Spongilla lacustris*). Virtausnopeus näytteenottohetkellä oli $0,33 \text{ m s}^{-1}$. Näytteet otettiin 0,18–0,32 metrin syvyydeltä.



Kuva 8. Pohjaeläinnäytteenottoa Kukaskoskesta.

Kiesilänjoen pikkukivinäytteet otettiin pohjalta, jossa oli lohkareita, soraa ja hiekkaa. Uoman leveys oli noin 20 metriä. Paikalla oli runsaasti ruskoärviää sekä kelluslehtisiä palpakkoja. Virtausnopeus oli $0,55 \text{ m s}^{-1}$. Näytteenottosyvyydet olivat 0,38–0,48 metriä. Isokivipohjan näytteet otettiin pohjalta, jossa oli ainoastaan isoa kiveä (64-256mm). Paikalla oli runsaasti uposlehtistä kasvillisuutta, esimerkiksi ärviöitä. Virtausnopeus oli $0,3 \text{ m s}^{-1}$. Näytteenottosyvyydet olivat 0,30–0,47 metriä.

Pohjaeläintulosten perusteella laskettiin Suomen ympäristökeskuksen ohjeiden (Aroviita ym. 2012) mukaan jokityyppiin pohjaeläinindeksi kullekin näytepaikalla. Indeksien perusteella pohjaeläimistöä voidaan verrata luotettavasti muihin saman jokityypin vertailuarvoihin (Aroviita ym. 2012). Tässä käytettiin valmiita Suomen ympäristökeskuksen laskupohjia, joihin data syötettiin POHJE-tarkkailun tavoitetaksonomian mukaisesti yhdistäen kaikki 30 sekunnin potkaisun yhdeksi 2 minuutin näytteeksi per paikka.

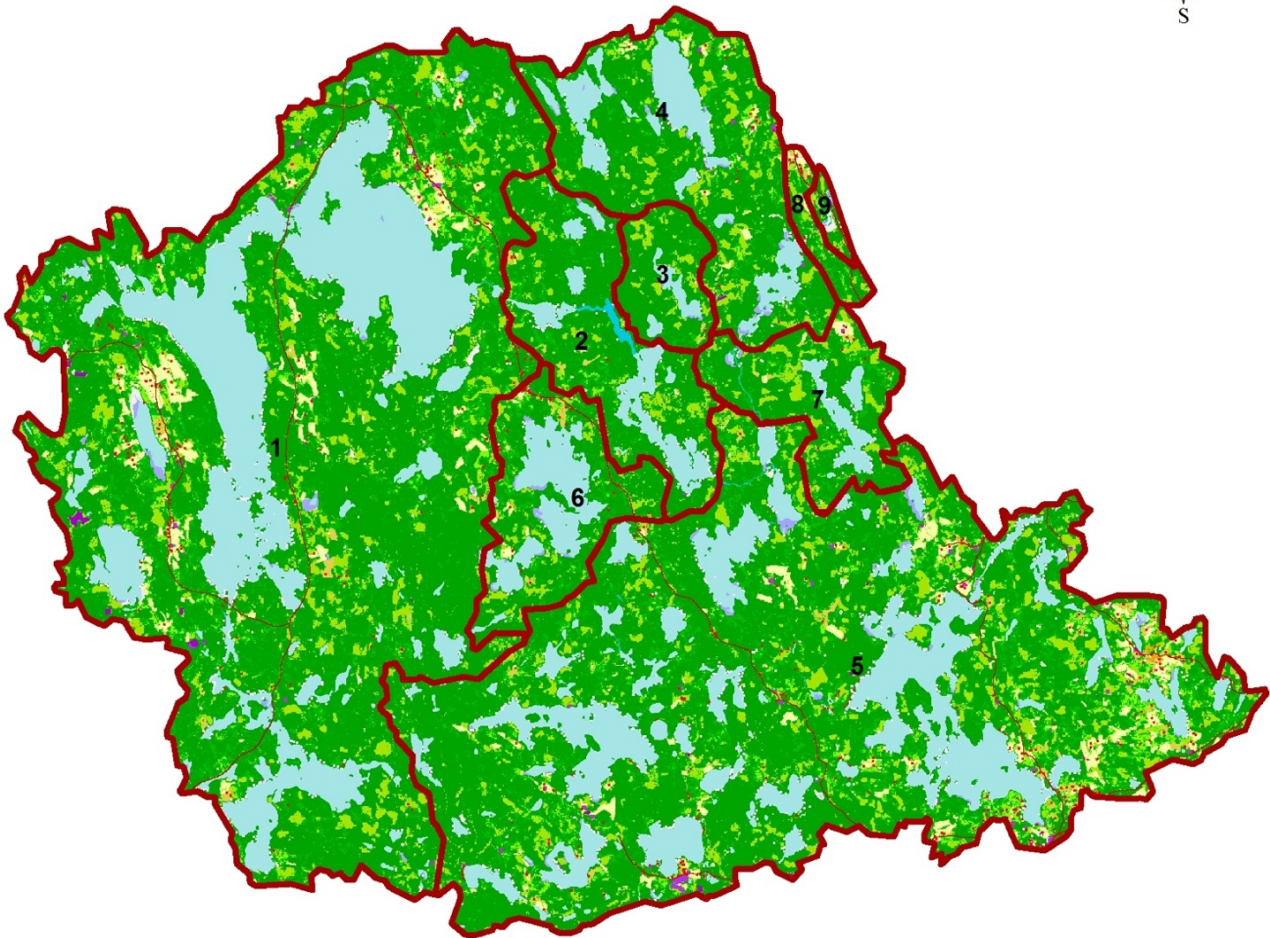
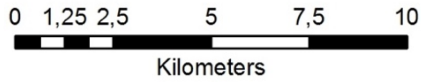
4.6 Tilastolliset analyysit

Aineistojen tilastolliseen tarkasteluun käytettiin pääasiassa SPSS-ohjelmaa. Tilastollinen tarkastelu kohdistettiin vesinäytetuloosiin ja maankäyttötuloosiin. Tavoitteena oli selvittää eroavatko vesinäytepaikat veden laadun suhteen toisistaan ja millä tavoin. Lisäksi selvitettiin veden laadun yhteyttä osavaluma-alueiden maankäyttöön. Paikkojen välisten tilastollisten erojen selvittämiseen käytettiin Kruskal-Wallis K independent samples -testiä. Kruskal-Wallis toimii pienillä aineistoilla, jotka eivät ole normaalisti jakautuneita. Kruskal-Wallis testissä käytettiin kolmena ajankohtana otettujen vesinäytteiden tuloksia rinnakkaisina otoksina. Maankäytön ja vedenlaadun yhteyttä selvitettiin Pearsonin korrelaatiokertoimen avulla. Vesinäytetulosten korrelaatiota ojitusten sekä hakkuiden kanssa tarkasteltiin käyttäen kunkin vesinäytepisteen yläpuolelle rajattuja puskurivyöhykkeitä. Muiden maankäyttötietojen osalta käytettiin osavaluma-alueiden Corine landcover -aineistojen tietoja. Korrelaatiossa vesituloksista käytettiin kunkin näytepaikan keskiarvoa.

5 Tulokset

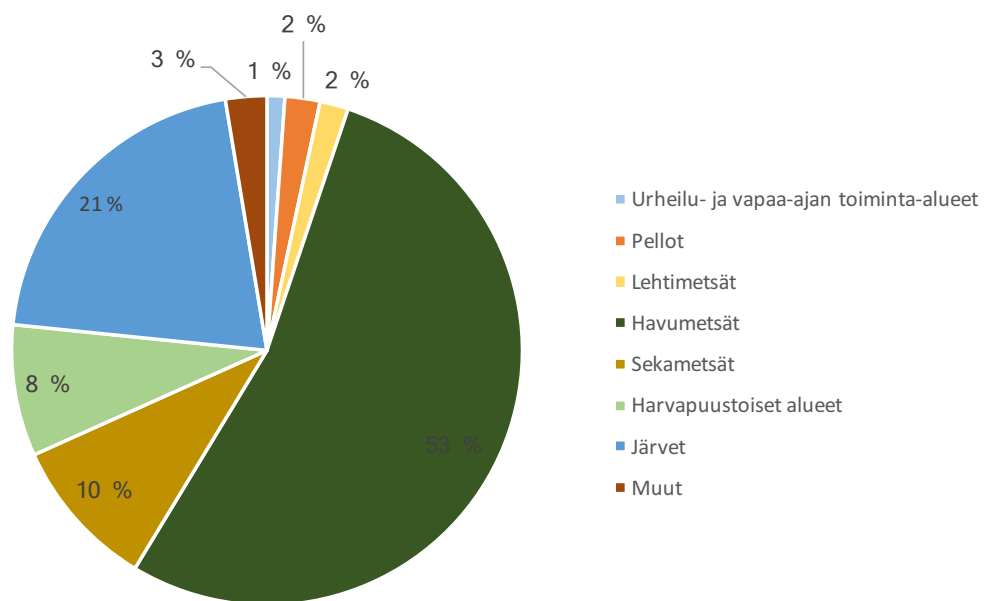
5.1 Maankäyttö

Kiesilänjoen valuma-alueen maankäyttö on hyvin metsävaltaista (kuva 9). Rakennetut ja peltovaltaiset alueet sijoittuvat lähinnä Korpijärven ympäristöön, Alaruokojärven valuma-alueen kaakkoisosaan sekä Kiesilään. Eniten valuma-alueella on havumetsää ja vesistöjä. Lisäksi havaitaan laikuittaisia alueita sekametsää ja harvapuustoisia alueita.



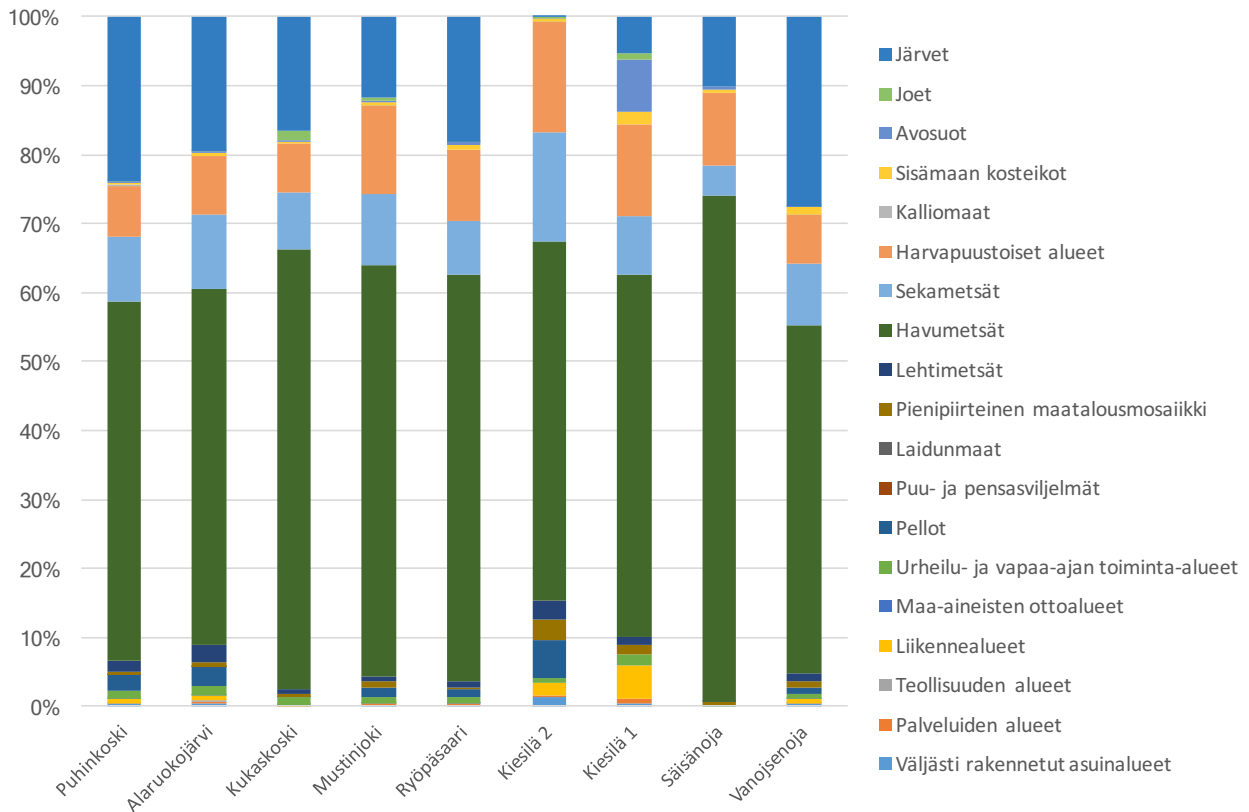
Kuva 9. Osavaluma-alueiden maankäyttö Corine landcover -aineiston mukaan vuonna 2012.

Pelkästään havumetsät muodostavat koko valuma-alueen maapinta-alasta hieman yli puolet; 53,5 % (kuva 10). Sekametsää maa-alasta on 9,6 % ja harvapuustoisia alueita 8,3 %. Metsien lisäksi merkittävä osuus (20,8 %) alueesta on järviä. Nämä yhdessä muodostavat 92,2 % alueen maankäytöstä. Luokkaan ”Muut” on yhdistetty kaikki ne maankäyttömuodot, joiden osuus pinta-alasta oli alle 1 %. Tällaisia olivat esimerkiksi väljästi rakennetut asuinalueet, palveluiden alueet, teollisuuden alueet ja maa-ainesten ottoalueet.



Kuva 10. Koko Kiesilänjoen valuma-alueen maankäytön osuudet (%).

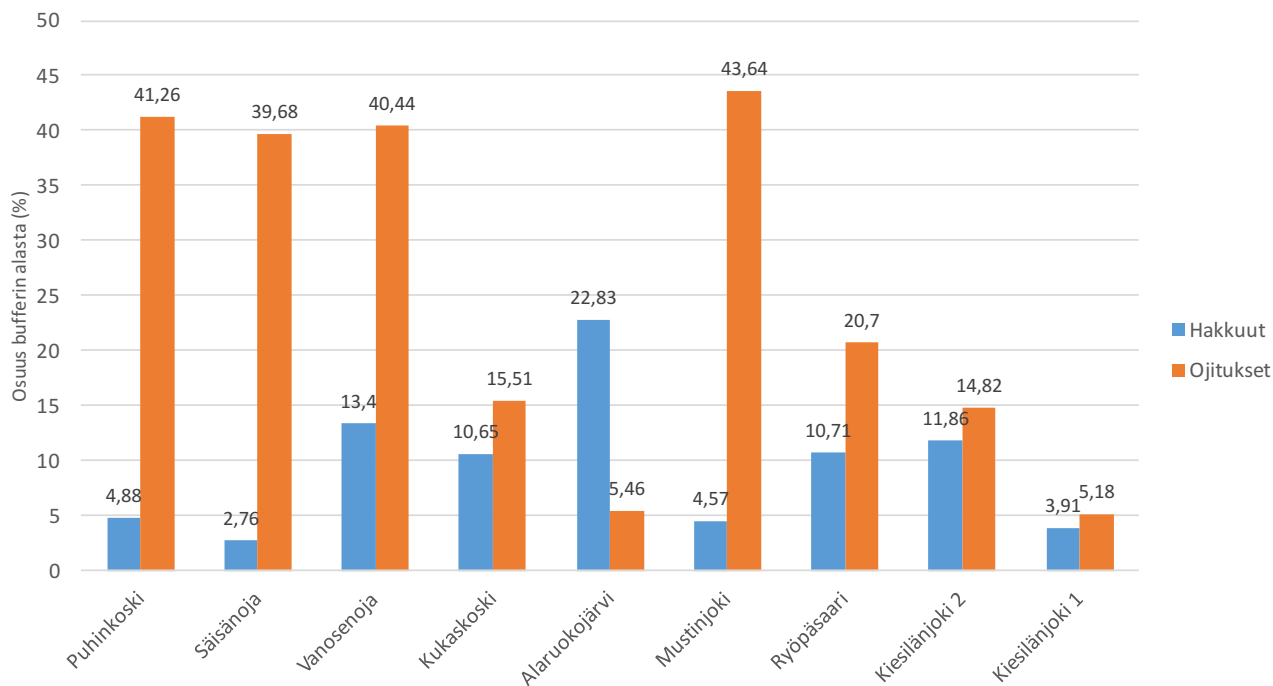
Koko valuma-alueen maankäytön lisäksi tarkasteltiin osavaluma-alueiden maankäyttöä jokaisen näytepisteen omalla valuma-alueella (kuva 11). Maankäytöltään vaihtelevin alue on Kiesilänjoki 1, jossa on esimerkiksi liikenne- ja palvelualueita muista poiketen. Myös Kiesilänjoki 2 alueella on monenlaista maankäyttöä ja muun muassa hieman muita suurempi osuus lehtimetsää ja maatalousalueita. Vähiten eri maankäyttömuotoja on Säisänojan osavaluma-alueella. Säisänojan alueella on eniten havumetsää. Järvisyysprosentti on suurin Vanosenojan (27,4 %) ja Puhinkosken (23,9 %) valuma-alueilla ja pienin Kiesilä 2 ja Kiesilä 1 alueilla. Eniten peltoalaa (5,5 %) on Kiesilä 2 valuma-alueella ja eniten avosuota (7,7 %) Kiesilä 1 valuma-alueella.



Kuva 11. Osavaluma-alueiden maankäytön osuudet (%)

Maankäyttöä tarkasteltiin lisäksi erikseen jokaisen vesinäytepisteen yläpuolelle rajatuilla puskurivyöhykkeillä. Puskurivyöhykkeiden alueelta tarkasteltiin erityisesti hakkuiden ja ojitusten määrää. Uoman muodoista ja käytetyn bufferi-analyysin ominaisuuksista johtuen puskurivyöhykkeiden alat eri pisteillä vaihtelevat. Tämän vuoksi hakkuiden ja ojitusten määrää tarkastellaan prosenttiosuuksina kunkin puskurivyöhykkeen alasta.

Eniten ojitettua pinta-alaa oli Mustinjoen, Puhinkosken ja Vanosenojan näytepisteiden puskurivyöhykkeiden alueilla (kuva 12). Hakkuiden pinta-alat olivat suurimmat Alaruokojärvellä, Vanosenojalla ja Kiesilänjoki 2 alueilla. Vähiten ojitettua pinta-alaa oli Alaruokojärven sekä Kiesilänjoki 1 puskurivyöhykkeillä. Vähiten hakkuita oli tehty Säisänojan ja Kiesilänjoki 1 puskurialueilla.



Kuva 12. Hakkuiden ja ojitusten prosenttiosuudet (%) puskurivyöhykkeiden pinta-alasta.

5.2 Veden laatu

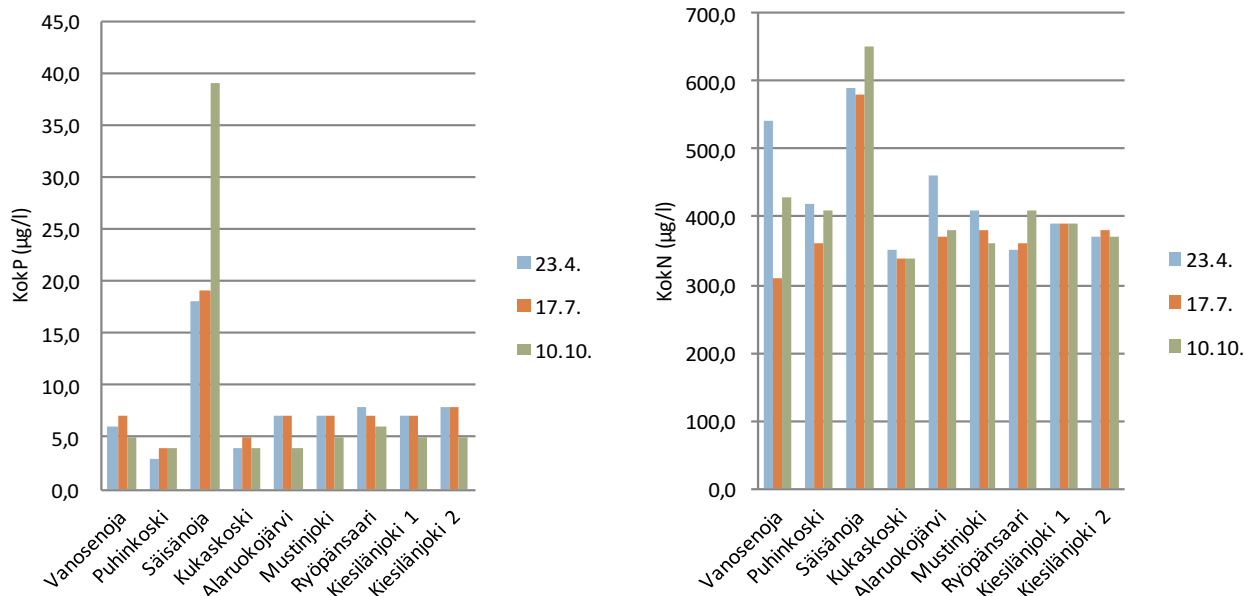
Veden laatu tutkimusalueella ja näytepaikoilla on pääosin hyvää. Tutkimusjakso kokonaisuudessaan oli sääoloiltaan kuivahko, ja selkeät tulva- ja valumahuiput jäivät puuttumaan. Poikkeavimmat tulokset saatiin Säisänojalta sekä Puhinkoskesta. Säisänojalla havaittiin useiden arvojen suhteen korkeampia keskipitoisuuksia kuin muilla näytepaikoilla (esim. kokP 25,3 $\mu\text{g l}^{-1}$, väriarvo 130,0 mg Pt l^{-1}). Puhinkoskessa taas monet arvot olivat keskimäärin alhaisempia kuin muilla paikoilla (esim. kokP 3,7 $\mu\text{g l}^{-1}$, väriarvo 26,7 mg Pt l^{-1}). Tulosten keskihajonta oli suurinta raudan pitoisuuksissa ja varianssi suurin kokonaistypen pitoisuuksissa. Pienin keskihajonta oli alkaliniteetissa ja pienimmät varianssit magnesiumissa, kaliumissa ja alkaliniteetissa. Näytepaikkojen välillä havaittiin tilastollisesti merkitseviä eroja sameuden, pH:n, väriarvon, kemiallisen hapenkulutuksen (CODMn), kaliumpermanganaatin kulutuksen (KMnO₄), kokonaisfosforin (kok P), fosfaattifosforin (PO₄-P), ammoniumtypen, raudan, natriumin, kloridin ja orgaanisen kokonaishiilen (TOC) suhteen. Näiden muuttujien jakaumat erosivat toisistaan. Seuraavissa kappaleissa on esitelty tarkemmin tuloksia kunkin muuttujan osalta sekä esitetty muuttujien korrelaatiota osavalueiden maankäytön kanssa. Kaikki vesinäytetulokset on yksityiskohtaisesti esitetty liitetaulukossa (liite 4).

5.2.1 Lämpötila ja happi

Huhtikuun näytekierroksella lämpömittaria ei ollut mukana, joten veden lämpötilaksi kaikilla pisteillä arvioitiin 5 astetta. Heinäkuussa paikkojen lämpötilat vaihtelivat välillä 19,90–22,70 astetta. Lokakuussa lämpötilat vaihtelivat välillä 4,20–6,20 astetta. Lämpimintä vesi oli Mustinjoella ja viileintä Vanosenojalla. Hapenkyllystysaste oli kaikilla näytekierroilla matalin Säisänojalla ja keskimäärin korkein Puhinkoskella. Hapenkyllystysaste oli suurin lokakuussa ja alhaisin heinäkuussa. Kyllästyaste vaihteli huhtikuussa välillä 77–100 %, heinäkuussa välillä 67–97 % ja lokakuussa välillä 86–97 %. Eri näytepisteiden välillä ei ollut havaittavissa tilastollisia eroja lämpötilojen eikä hapenkyllystysasteen suhteen.

5.2.2 Ravinnepitoisuudet

Pintavesien ekologisen luokittelun mukaan, pääravinteiden perusteella, kaikkien näytepaikkojen veden laatu oli erinomaista tai hyvää. Korkeimmat ravinnepitoisuudet mitattiin Säisänojalla (kuva 13). Ainoastaan Säisänojan näytepisteellä veden kokonaisfosforiarvo ylittää erinomaiselle laadulle sallitun raja-arvon $15 \mu\text{g l}^{-1}$. Kokonaistypen pitoisuus vaihteli välillä 335–800 $\mu\text{g l}^{-1}$. Kokonaisfosforin pitoisuus vaihteli välillä 4–39 $\mu\text{g l}^{-1}$. Keskimäärin alhaisin kokonaisfosforipitoisuus oli Puhinkoskella ja alhaisin kokonaistyyppipitoisuus Kukaskoskella. Kokonaistypen pitoisuudet olivat alhaisimmillaan heinäkuussa ja korkeimmillaan huhtikuussa. Kokonaisfosforin pitoisuudet olivat alhaisimmillaan huhtikuussa ja korkeimmillaan lokakuussa. Lokakuun mittauskerralla kokonaisfosforin pitoisuus Säisänojalla on poikkeuksellisen suuri.

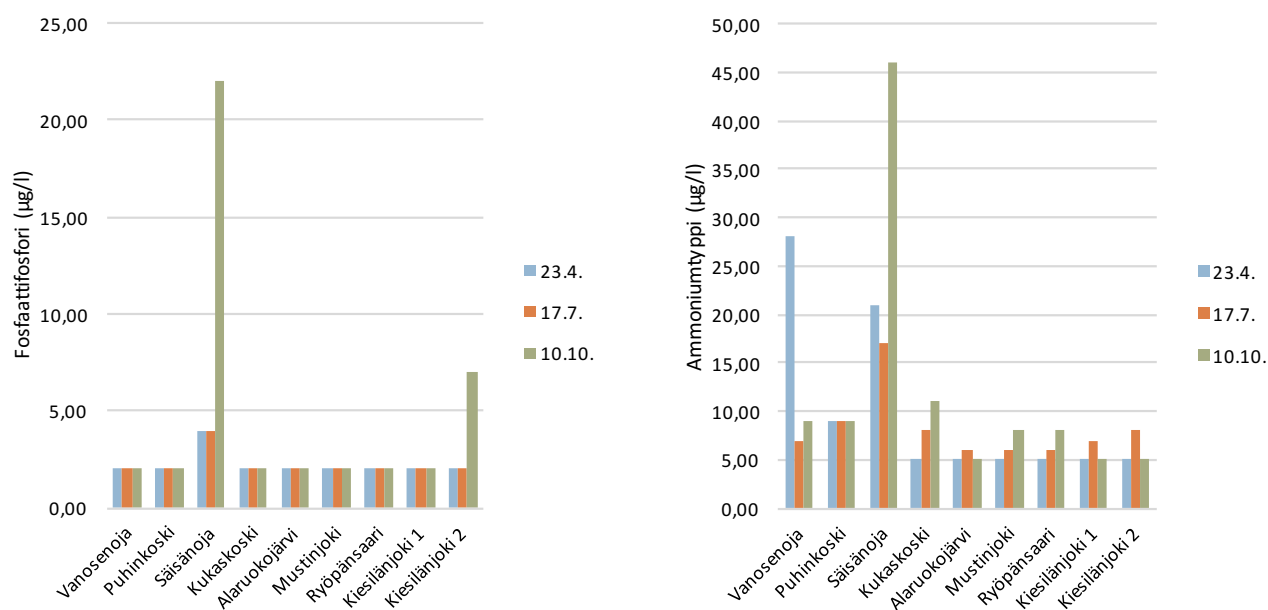


Kuva 13. Vesinäytteiden kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet ($\mu\text{g l}^{-1}$).

Fosfaattifosforin pitoisuudet olivat alhaisia (kuva 14). Pitoisuudet olivat lähes kaikilla näytepisteillä ja kaikilla näytekeroilla alle määritysrajan ($<2 \mu\text{g l}^{-1}$). Määritysraja ylittyi kaikilla näytteenottokerroilla vain Säisänojalla ja lokakuun näytteenottokerralla myös Kiesilänjoki 2:ssa. Korkeimmat pitoisuudet mitattiin lokakuussa. Kuten kokonaisfosforin pitoisuudessa, myös fosfaattifosforin pitoisuudessa oli poikkeuksellisen korkea huippu lokakuussa Säisänojalla.

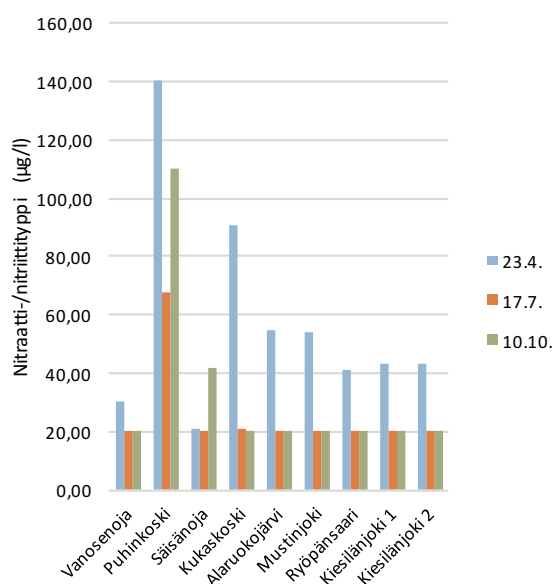
Näytepaikat eroavat tilastollisesti toisistaan kokonaisfosforin ja fosfaattifosforin pitoisuuksien suhteen ($p = 0,019$ ja $0,009$). Kokonaisfosforin suhteen tilastollisesti erosivat toisistaan Puhinkoski ja Säisänoja ($p = 0,011$) sekä Kukaskoski ja Säisänoja ($p = 0,049$). Kokonaisfosforipitoisuutta selitti parhaiten havumetsän pinta-ala osavaluma-alueella ($r^2 = 0,772$; $p = 0,015$). Fosfaattifosforin suhteen muut paitsi Kiesilänjoki 2 erosivat tilastollisesti Säisänojasta ($p = 0,031$). Myös fosfaattifosforin pitoisuus korreloi havumetsän pinta-alan kanssa ($r^2 = 0,749$; $p = 0,02$). Kokonaistypen osalta tilastollisia eroja ei ollut, vaikka paikkojen välinen vaihtelu oli suurta.

Ammoniumtyypen pitoisuudet vaihtelivat useiden paikkojen määritysrajan allttavasta $5 \mu\text{g l}^{-1}$ Säisänojan korkeimpaan $46 \mu\text{g l}^{-1}$ arvoon (kuva 14). Keskimäärin suurin pitoisuus oli Säisänojalla ja pienin pitoisuus Alaruokojärvellä. Lokakuun mittauskerralla ammoniumtyypen pitoisuus oli huomattavan korkea Säisänojalla, tosin muutenkin korkeimmat pitoisuudet mitattiin lokakuussa. Myös ammoniumtyypen pitoisuus korreloi positiivisesti valuma-alueiden havumetsän pinta-alan kanssa ($r^2 = 0,677$).



Kuva 14. Vesinäytteiden fosfaattifosforin ($\mu\text{g l}^{-1}$) ja ammoniumtypen ($\mu\text{g l}^{-1}$) pitoisuudet.

Nitraatti-/nitriittitypen pitoisuudet vaihtelivat määrittärajaa alittavasta $20 \mu\text{g l}^{-1}$ Puhinkosken korkeimpaan $140 \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 15). Puhinkosken pitoisuudet olivat keskimäärin suurimmat ja Vanosenojan pienimmät. Keskimäärin korkeimmat pitoisuudet mitattiin huhtikuussa ja matalimmat heinäkuussa. Pitoisuuksissa ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja paikkojen välillä.

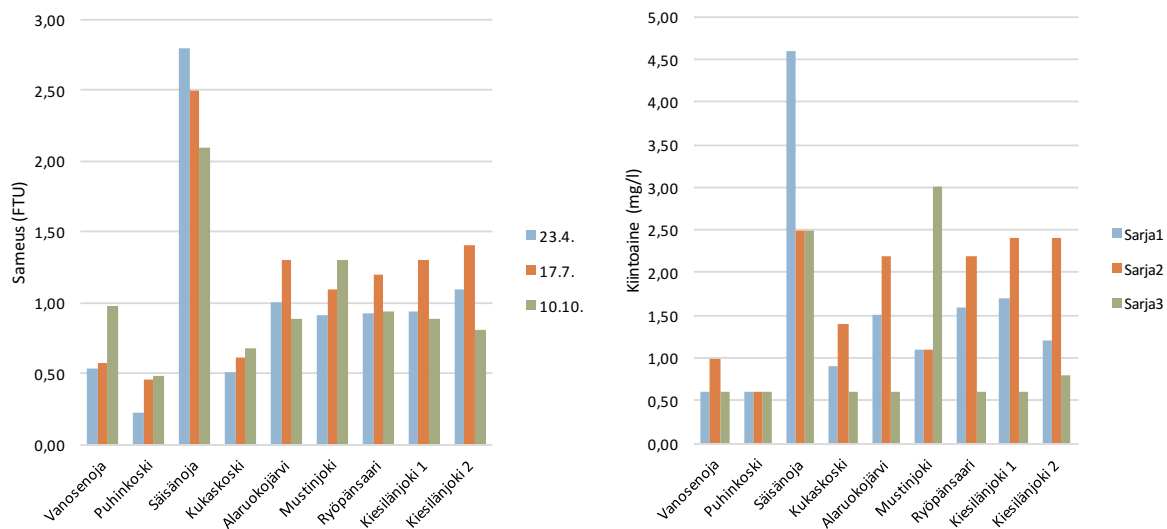


Kuva 15. Vesinäytteiden nitraatti- ja nitriittitypen pitoisuudet ($\mu\text{g l}^{-1}$) kaikilta mittauskerroilta.

5.2.3 Sameus ja kiintoaine

Näytepisteiden sameusarvot vaihtelivat välillä 0,28–2,80 FTU (kuva 16). Pienimmät arvot olivat Puhinkoskessa ja suurimmat Säisänojoilla. Sameusarvot olivat keskimäärin suurimmat heinäkuun näytteissä. Paikkojen välillä oli tilastollisia eroja veden sameudessa ($p = 0,013$). Puhinkoski ja Säisänoja erosivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan ($p = 0,008$). Sameusarvoja selitti parhaiten havumetsän pinta-ala valuma-alueella. Sameuden ja havumetsän pinta-alan välinen korrelaatiokerroin oli 0,71 ($p = 0,032$).

Kiintoainepitoisuudet vaihtelivat Puhinkosken määrittämissä rajan alittavasta ($<0,60 \text{ mg l}^{-1}$) Säisänojan suurimpiin ($4,60 \text{ mg l}^{-1}$) arvoihin (kuva 16). Määrittämissä rajan alittui lokakuun näytekerralla myös Kukaskoskella, Alaruokojärvellä ja Ryöpäsaarella. Kiintoaineen suhteen tilastollisia eroja paikkojen välillä ei havaittu. Sekä sameusarvot että kiintoainepitoisuudet olivat keskimäärin suurimpia heinäkuun näytteissä.



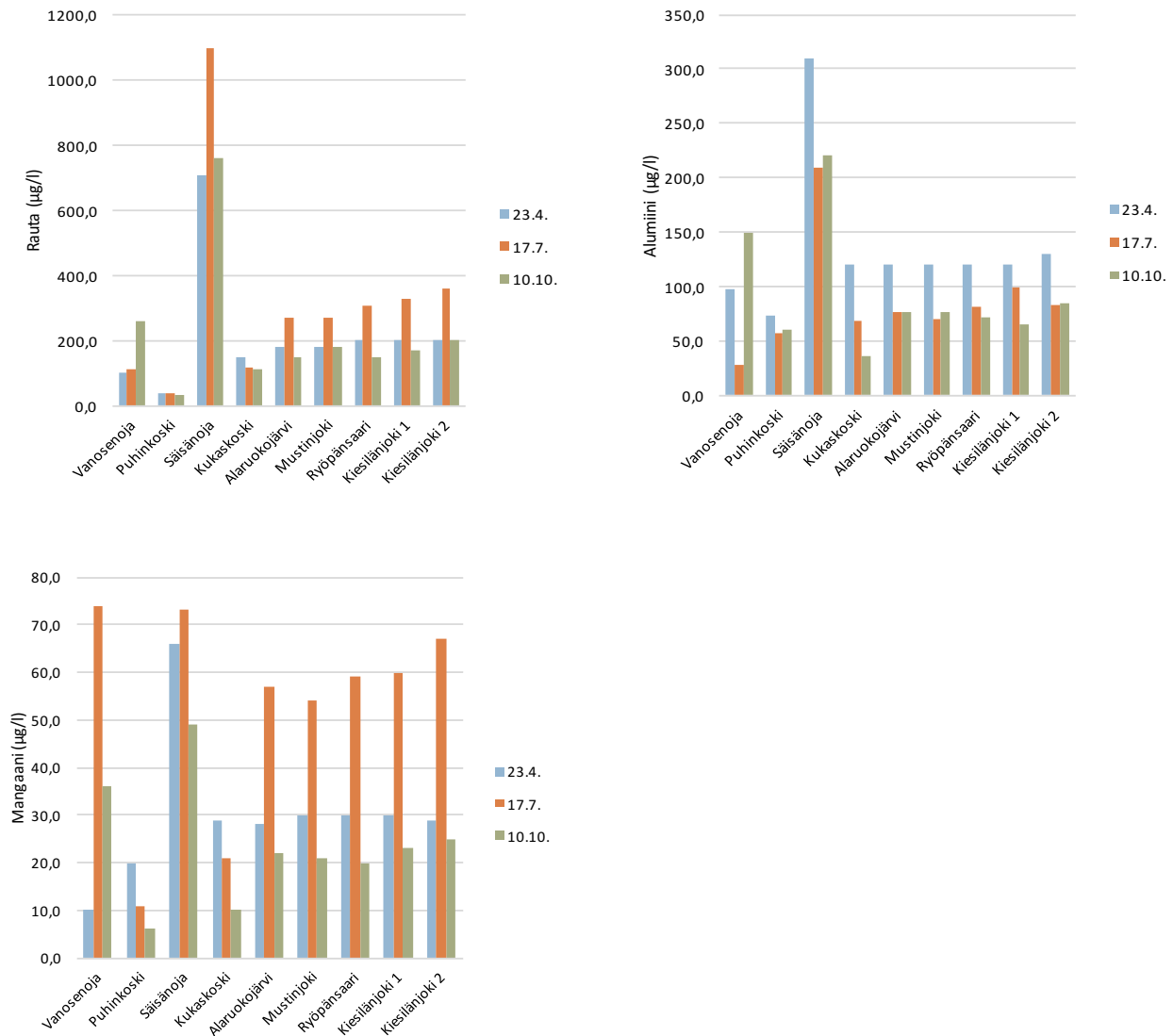
Kuva 16. Vesinäytteiden sameuspitoisuudet (FTU) ja kiintoainepitoisuudet (mg l^{-1}) kaikilta mittauskerroilta.

5.2.4 Metallit ja suolat

Rautapitoisuus vaihteli välillä $34\text{--}1100 \text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ ollen keskimäärin suurin Säisänojoilla ja pienin Puhinkoskella (kuva 17). Rautapitoisuudet olivat suurimpia heinäkuussa ja pienimpiä huhtikuussa. Myös alumiini- ja mangaanipitoisuudet olivat keskimäärin suurimmat Säisänojoilla ja pienimmät Puhinkoskella. Alumiinipitoisuudet vaihtelivat välillä $57\text{--}310 \text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ ja olivat suurimpia huhtikuussa

ja pienimpiä heinäkuussa (kuva 17). Mangaanipitoisuudet vaihtelivat välillä 6–74 $\mu\text{g l}^{-1}$ ollen suurimpia heinäkuussa ja pienimpiä lokakuussa (kuva 17). Tilastollisia eroja paikkojen välillä ei ollut.

Näytepaikat erosivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan ainoastaan rautapitoisuuden suhteen ($p = 0,016$). Tämä tilastollinen ero oli Puhinkosken ja Säisänojan välillä ($p = 0,007$). Rautapitoisuuden ja maankäyttömuotojen välillä ei havaittu selkeää korrelaatiota.



Kuva 17. Raudan, alumiinin ja mangaanin pitoisuudet ($\mu\text{g l}^{-1}$) kaikilta mittauskerroilta.

Natriumin, kaliumin, kalsiumin ja kloridin pitoisuudet vaihtelivat todella vähän paikkojen välillä. Natriumin pitoisuus oli 2,1–3,1 mg l^{-1} . Kaliumin pitoisuus vaihteli välillä 0,84–1,1 mg l^{-1} . Kalsiumin pitoisuus vaihteli välillä 5,3–7,1 mg l^{-1} ja kloridin pitoisuus välillä 0,96–3,6 mg l^{-1} . Tilastollisia eroja

paikkojen välillä havaittiin natriumin ja kloridin pitoisuuksissa. Natriumin ja maankäyttömuotojen välillä ei ollut selkeää korrelaatiota.

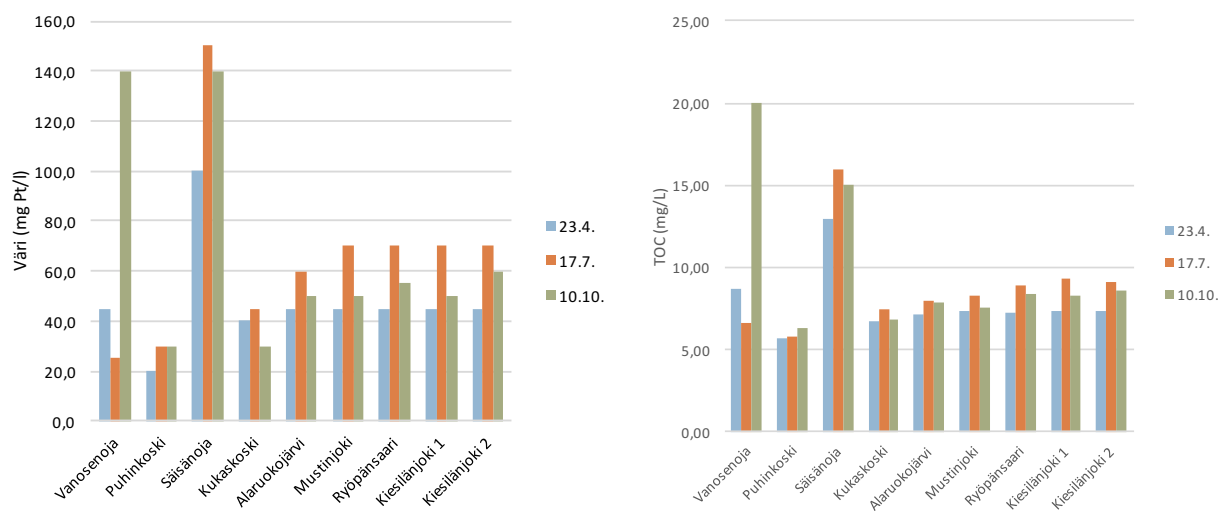
5.2.5 Sähkönjohtavuus, alkaliniteetti ja pH

Sähkönjohtavuus vaihteli välillä 4,35–5,17 mS m⁻¹ ollen keskimäärin alhaisin Vanosenojalla ja korkein Puhinkoskella. Sähkönjohtavuusarvot olivat keskimäärin korkeimmat lokakuussa. Alkaliniteetti oli keskimäärin alhaisin Vanosenojalla (0,15 mmol l⁻¹) ja korkein Puhinkoskella sekä Säisänojalla (0,17 mmol l⁻¹), vaihtelua ei juuri esiintynyt.

pH-arvot vaihtelivat välillä 6,3–7,2 ollen keskimäärin korkeimmat Puhinkoskella (7,0) ja matalimmat Säisänojalla (6,5). Näytepaikat erosivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan pH:n suhteen (p = 0,035). Ero oli Säisänojan ja Kukaskosken välillä (p = 0,036). pH-arvot olivat korkeimpia heinäkuussa, mutta vaihtelu ylipäättään oli pientä. Korrelaatiota maankäytön kanssa ei havaittu.

5.2.6 Väriarvot, CODMn, KMnO₄ ja TOC

Väriluku vaihteli välillä 20–150 mg Pt l⁻¹ (kuva 18). Keskimäärin korkein väriluku oli Säisänojalla (130 mg Pt l⁻¹) ja matalin Puhinkoskella (27 mg Pt l⁻¹). Huhtikuussa väriluvut olivat keskimäärin alhaisemmat kuin heinä- ja lokakuussa. Vanosenojalla oli huomattavaa vaihtelua väriluvussa. Huhtikuussa Vanosenojan väriluku oli 45 mg Pt l⁻¹, heinäkuussa vain 25 mg Pt l⁻¹ ja lokakuussa 140 mg Pt l⁻¹. Muilla paikoilla vaihtelu oli paljon pienempää. Näytepaikkojen välillä oli tilastollisesti merkitseviä eroja (p = 0,044). Puhinkoski ja Säisänoja erosivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan (p = 0,016). Tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota maankäytön kanssa ei löytynyt.



Kuva 18. Vesinäytteiden väriarvot (mg Pt l^{-1}) ja TOC (mg l^{-1}) kaikilta mittauskerroilta.

CODMn -arvo vaihteli välillä $5,6\text{--}19 \text{ mg l}^{-1}$ ollen keskimäärin korkein Säisänojalla ja matalin Puhinkoskella. CODMn -arvot olivat lokakuussa suurimmat. Myös CODMn -arvoissa oli tilastollisesti merkitseviä eroja paikkojen välillä ($p = 0,044$). Tilastollisesti merkitsevästi erosivat Puhinkoski ja Säisänoja ($p = 0,009$). Pitoisuutta selitti parhaiten havumetsän pinta-ala ($r = 0,674$).

KMnO₄ -arvot vaihtelivat välillä $22\text{--}75 \text{ mg l}^{-1}$ ollen suurimpia Säisänojalla ja pienimpiä Puhinkoskella. KMnO₄ -arvot olivat CODMn tapaan keskimäärin suurimmat lokakuussa. KMnO₄-arvojen suhteen näytepaikat erosivat toisistaan p-arvolla $0,037$. Tässäkin tilastollinen ero oli Puhinkosken ja Säisänojan välillä ($p = 0,009$) ja korrelaatiokerroin voimakkain havumetsän pinta-alan kanssa ($r^2 = 0,674$).

TOC-pitoisuudet olivat suurimpia lokakuun näytekerralla ja pienimpiä huhtikuussa, vaihdellen välillä $5,7\text{--}20 \text{ mg l}^{-1}$ (kuva 18). Keskimäärin suurimmat pitoisuudet olivat Säisänojalla ja pienimmät Puhinkoskessa. Näytepaikat erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi p-arvolla $0,041$. Puhinkoski ja Säisänoja erosivat toisistaan tilastollisesti ($p = 0,014$). TOC-pitoisuudet korreloivat voimakkaimmin havumetsän pinta-alan kanssa ($r^2 = 0,518$).

5.3 Hydromorfologia

Hydromorfologisessa arvioinnissa vesireitti Korpijärveltä Kuolimolle sai yhteensä 112 pistettä. Voimakkaimmin muunneltuja ovat Kukaskoski sekä Kiesilänjoki 2 kaistaleet (taulukko 1). Luonnonmukaisimmassa tilassa on Alaruokojärven kaistale.

Alaruokojärven luusua on arvioituista kaistaleista lähimpänä luonnontilaisinta kuuluen luokkaan ”lähes luonnontilainen”. Alaruokojärven kaistaleella ainoat muutokset luonnontilaan nähden olivat kaksi kaivettua metsäojaa, jotka laskivat suoraan jokeen. Kukaskoski puolestaan on eniten muunneltu kuuluen luokkaan ”merkittävästi muunneltu”. Yksikään kaistale ei yltänyt luokkaan ”koskematon” eikä toisaalta luokkaan ”vakavasti muunneltu”. Taulukossa 1 on esitelty kaistaleiden muuntuneisuusluokat.

Kukaskoskella muutoksia luonnontilaiseen verrattuna havaittiin seitsemällä kymmenestä arviointipisteestä. Pääasiassa muutokset olivat uoman perkauksia ja jokipenkköjen vahvistuksia uomasta peratuilla kivillä. Lisäksi 500 m matkalle oli tehty kolme hakkuuta ja rakennettu siltarummullinen silta. Kiesilänjoki 2 kaistaleella korkeat muutospisteet aiheuttivat suurehko autotiesilta, 2 pienempää siltarakennetta sekä uoman perkaus ja jokipenkköjen vahvistus. Lisäksi uomaan laski neljä metsäojaa ja kaistaleen alueella oli suoritettu yksi hakkuu.

”Selvästi muunneltu” -luokkaan kuuluvilla kaistaleilla muutokset aiheutuivat pääasiassa uoman perkauksista ja jokipenkköjen vahvistuksesta. Lisäksi uomiin laski muutamia metsäojia ja Ryöpänsaaren ja Puhinkosken kaistaleella oli siltarakenteita.

”Pääosin muuntelematon” -luokan kaistaleiden vähäiset muutospisteet johtuivat lähinnä uomiin laskevista metsäojista. Kiesilänjoki 1 kaistaleilla näkyi myös merkkejä uoman perkauksesta sekä jokipenkköjen vahvistuksesta uomasta nostetulla materiaalilla.

Kaikilla arvioituilla kaistaleilla oli kaivettuja metsäojia paitsi Kukaskoskella. Eniten ojia oli Ukonvirroilla. Metsähakkuita oli tehty kaistaleilla Kiesilänjoki 2, Ryöpänsaari, Kukaskoski ja Säisänoja. Joen ylittävät sillat oli rakennettu kaistaleille Kiesilänjoki 2, Ryöpänsaari, Kukaskoski ja Puhinkoski.

Taulukko 1. Arvioitujen jokijaksojen muuntuneisuusluokitus.

Arvioitu kaistale	HMS pisteet	Luokitus
Kukaskoski	28	Merkittävästi muunneltu (21-44)
Kiesilänjoki 2	23	Merkittävästi muunneltu (21-44)
Ryöpänsaari	20	Selvästi muunneltu (9-20)
Puhinkoski	12	Selvästi muunneltu (9-20)
Ukonvirrat	9	Selvästi muunneltu (9-20)
Mustinjoki	6	Pääosin muuntelematon (3-8)
Kiesilänjoki 1	6	Pääosin muuntelematon (3-8)
Säisänoja	6	Pääosin muuntelematon (3-8)
Alaruokojärvi	2	Lähes luonnontilainen (0-2)
YHT	112	

5.4 Pohjaeläimet

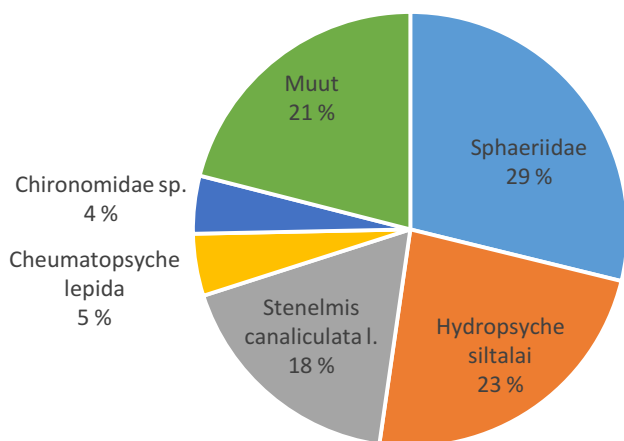
Pohjaeläinten yksilömäärä oli selkeästi suurin Kukaskosken näytepaikoilla, missä neljässä näytteessä oli yhteensä 5371 pohjaeläintä (taulukko 2). Myös lajimäärä oli Kukaskoskessa suurin; yhdessä näytteessä oli keskimäärin 27 lajia. Puhinkoskessa yksilöitä oli 2101, lajeja keskimäärin 18 ja Kiesilänjoessa yksilöitä oli 1355 ja lajeja 23. Kukaskoskessa yksilömäärä oli suurempi pikkukivipohjilla, Puhinkoskessa ja Kiesilänjoessa taas isokivipohjilla. Keskimäärin yksilöitä oli enemmän pikkukivipohjilla. Myös lajimäärä oli keskimäärin suurempi pikkukivipohjilla. Pohjaeläimistön tilan luokittelussa on jätetty huomioimatta *Oligochaeta* -yksilöt.

Tyyppiominaisten taksonien (TT) esiintymisen osalta kaikki näytepaikat Puhinkoski, Kukaskoski ja Kiesilänjoki sijoittuivat luokkaan ”erinomainen”, jossa raja-arvona keskisuurten kangasmaiden joissa pidetään 19 taksonia (taulukko 2). Keskisuurten kangasmaiden jokien vertailuarvo on 20,8. Kukaskosken taksonimäärä ylittää raja-arvon selkeästi 24 tyyppiominaisella taksonilla. Kaikki näytepisteet ovat luokassa ”erinomainen” myös havaittujen tyyppiominaisten EPT-heimojen (T-EPT_h) raja-arvojen perusteella. Erinomaisen raja-arvona T-EPT_h tarkastelussa on 9 taksonia ja tämä ylittyy reilusti näytepaikoissa. Tyyppiominaisten EPT-heimojen esiintymisen vertailuarvo on 10,6. PMA-arvo vertaa esiintyvien lajien suhteellisia runsauksia kyseisellä näytepaikalla vertailukohteiden lajirunsauksiin. Tulokset on esitetty taulukossa x. Taulukossa on myös esitetty erinomaiseen tilaan vaadittu raja-arvo (E -tila). Kuten huomataan, kaikkien muiden ominaisuuksien suhteen pohjaeläimistön tila koskissa on erinomainen, paitsi Kiesilänjoessa PMA-arvon mukaan tila on vain hyvä.

Taulukko 2. Pohjaeläimistön tilan luokittelumuuttujien arvot (TT=tyyppiominaiset taksonit, T-Epth=Tyyppiominaiset *Ephemeroptera*-lajit, PMA=prosenttinen mallinkaltaisuus). Vertailuarvona on käytetty etelä-Suomen keskisuurten kangasmaiden jokien arvoja.

Kk_e	TT	T-EPT _h	PMA	Taksonit	Yksilömäärä yht.
Puhinkoski	19	11	0,455	22	2090
Kukaskoski	24	12	0,526	34	5112
Kiesilänjoki	19	12	0,385	34	1343
Vertailuarvo	20,8	10,6	0,495		
"Erinomainen"	19	9	0,434		

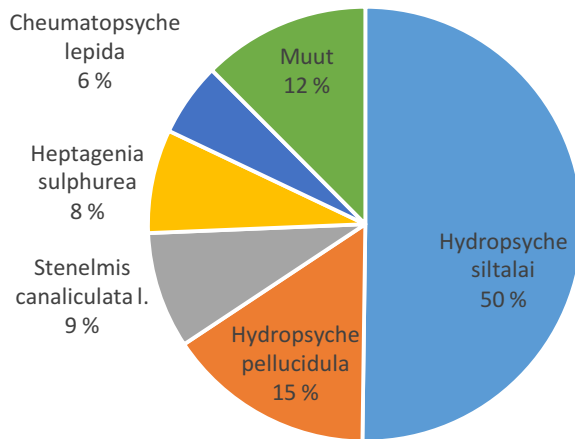
Kukaskoskessa runsaslukuisimmat lajit olivat *Sphaeriidae* –simpukat, *Hydropsyche siltalai*, *Stenelmis canaliculata* l., *Cheumatopsyche lepida* ja *Chironomidae* sp. (kuva 19). Kukaskoskessa nämä viisi yleisintä lajia muodostivat noin 79 % yksilömäärästä. Lisäksi runsaina esiintyivät mm. polttiaisten toukat (*Simuliidae* sp.), sekä muiden päivänkorentolajien ja vesiperhosten toukat. Myös kaksisiipisten toukkia oli jonkin verran.



Kuva 19. Yleisimmät pohjaeläimet Kukaskoskessa (l.=larvae, toukkia).

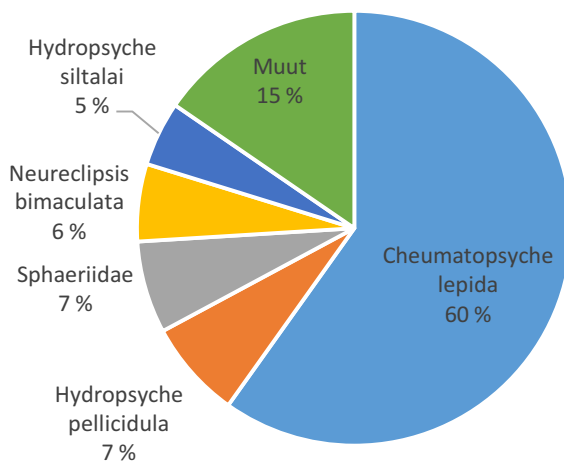
Puhinkoskessa runsaimpina olivat *Hydropsyche siltalai*, *Hydropsyche pellicidula*, *Stenelmis canaliculata*, *Heptagenia sulphurea* ja *Cheumatopsyche lepida* (kuva 20). Nämä viisi yleisintä lajia

muodostivat 88 % yksilömäärästä. Lisäksi esiintyi monia päivänkorentojen ja vesiperhosten toukkia sekä simpukoita ja muutama kaksisiipinen.



Kuva 20. Yleisimmät pohjaeläimet Puhinkoskella.

Kiesilänjoessa yleisimmät lajit olivat *Cheumatopsyche lepida*, *Hydropsyche pellicidula*, *Sphaeriidae*-simpukat, *Neureclipsis bimaculata* ja *Hydropsyche siltalai* (kuva 21). Nämä muodostivat 85 % yksilömäärästä. Kiesilänjoen näytteissä oli muita paikkoja enemmän sudenkorentojen toukkia.



Kuva 21. Yleisimmät pohjaeläimet Kiesilänjoella.

6 Tulosten tarkastelu

6.1 Veden laadun ja maankäytön yhteydet

Kiesilänjoen valuma-alueen maankäyttö on pääasiassa havumetsää ja vesistöjä on paljon. Tämä näkyy selvästi myös alueen veden laadussa. Rakennettua alaa ja maatalousalaa on todella vähän. Muutoksia alueen luonnon tilaan ovat aiheuttaneet pääosassa vain metsäojitukset ja hakkuut. Veden laatu Kiesilänjoella on paikasta riippuen hyvää tai erinomaista. Monet mitatut arvot vastaavat hyvin aiemmissa tutkimuksissa (Mattson ym. 2003, Kortelainen ym. 2006) luonnontilaisilta, metsäisiltä alueilta mitattuja arvoja. Hydromorfologinen muuntuneisuus alueella osoittautui HMS-arvioinnin perusteella voimakkaaksi, mutta pohjaeläimistön tila puolestaan näyttäisi olevan hyvä.

Veden laatu alueella on hyvin tyypillistä maankäytöltään metsäisille, lähellä luonnontilaa oleville alueille. Veden laatua monien arvojen suhteen selittääkin parhaiten havumetsän pinta-ala eri osavaluma-alueilla. Vedenlaatuarvojen keskiarvoista sameus-, KMnO_4 -, CODMn -, ammonium-, alumiini-, kokonaisfosfori-, fosfaattifosfori- ja kiintoainepitoisuudet korreloivat merkitsevästi ja positiivisesti valuma-alueiden havumetsän pinta-alan kanssa. Kaikkien näiden pitoisuudet ovat suurimmat Säisänojoella. Säisänojoella vesi onkin silminnähdessä erilaista muihin pisteisiin verrattuna. Voimakkain korrelaatio havaitaan kokonaisfosforipitoisuuden ja havumetsän pinta-alan välillä.

Kokonaisfosforin pitoisuudet ovat samankaltaisia kuin Kortelaisen ym. (2006) artikkelissa havaitut pitoisuudet luonnontilaisilla metsäalueilla. Säisänojan suuria ainepitoisuuksia vedessä näyttäisi siis tilastoanalyysin mukaan selittävän havumetsän osuus ja valuma-alueella onkin suhteellisesti eniten havumetsää. Havumetsän osuus osavaluma-alueiden pinta-alasta on keskimäärin noin 55 %, kun Säisänojoella havumetsän osuus on 73 %. Vähiten havumetsää on Vanosenojan alueella, jossa on kolmanneksi alhaisin kokonaisfosforin pitoisuus. Fosforipitoisuuden on todettu olevan alhaisempi turvemaidella kuin kivennäismailla (Heikurainen 1960), mutta tämä ei näy Säisänojan veden laadusta. Toisaalta nimenomaan ojituksesta aiheutuva fosforipitoisuuden nousu on selvempi turvemaidella kuin kivennäismailla (Mattson ym. 2006). Alhaisin kokonaisfosforipitoisuus on Puhinkosken pisteellä, jonka valuma-alueella ei kuitenkaan ole vähiten havumetsää. Puhinkosken vedenlaadussa näkyy yläpuolisen Korpjärven vaikutus, sillä valuma-alueen järvisyys on yhteydessä alempien vesistöjen kirkkauteen (Rose ym. 2017). Järvisyysprosentti on kuitenkin suhteessa suurin Vanosenojan valuma-alueella. Korrelaatiot järvisyyden ja veden laadun välillä eivät kuitenkaan tässä tutkimuksessa olleet

merkitseviä. Puhinkoski ja Vanosenoja ovat kuitenkin hyvin erilaiset näytteenottopaikat. Vanosenoja on stabiloitunut suo-oja, kun taas Puhinkoski on Korpijärvestä laskeva, vuolas joki. Käytännössä Puhinkosken vesi on Korpijärven päällysvettä. Tämä laadullinen ero luultavasti selittää, miksi Puhinkosken vedenlaatu on parempaa kuin Vanosenojan, vaikka maankäyttökäytäjät ennustaisivat toisin.

Fosfaattifosforin pitoisuus näytepaikoilla on myös hyvin samanlainen kuin Kortelaisen ym. (2006) havaitsemat pitoisuudet luonnontilaisilta valuma-alueilta. Havaitut pitoisuudet ovat alhaisia ja ylittyivät tyypillisistä arvoista vain Säisänojoilla, mitä selittää valuma-alueen havumetsävaltaisuus. Ylipäätään fosfaattifosforia ei ole paljon kasvukaudella vapaana vedessä, sillä levät ottavat sen nopeasti käyttöönsä (Oravainen 1999). Korkeampia pitoisuuksia kuitenkin havaitaan rehevämmillä vesialueilla, kuten esimerkiksi myös Säisänojoilla.

Näytepisteiden rautapitoisuudet poikkeavat huomattavasti Mattsonin ym. (2003) toteamista luonnontilaisten alueiden pitoisuuksista. Kaikilla näytepisteillä ne ovat selkeästi alhaisemmat. Myös alumiinipitoisuudet ovat alhaisempia. Alumiinipitoisuus korreloi positiivisesti havumetsän alan kanssa, joten sen suhteen olisi voitu odottaa suurempiakin pitoisuuksia. Hapellisissa olosuhteissa rauta kykenee sitoutumaan humukseen (Riedel ym. 2013). Näin ollen on loogista, että Säisänojoilla, jossa vesi on kaikkein humuspitoisinta, myös rautapitoisuus on suurin. Tämä selittää myös muiden näytepaikkojen alhaisia rautapitoisuuksia, sillä niiden vedet ovat suhteellisen kirkkaita, eikä humusta ole paljon vedessä. Toisaalta metallipitoisuuksia vesistöissä voi alueellisesti selittää myös maaperän ominaisuudet.

Suomen vesistöihin verrattuna tutkimusalueen vesi on verrattain kirkasta ja väriarvot ovat alhaisia, lukuun ottamatta Säisänojaa. Myös humuksen määrää kuvaavat KMnO_4 - ja TOC-pitoisuudet ja CODMn- arvot ovat hieman alhaisia, mutta vastaavat Mattsonin ym. (2003) havaitsemia pitoisuuksia. Metsäisillä valuma-alueilla, joissa kärkekerros on ohut, vesistöjen humuspitoisuus on yleisesti alhaisempi kuin hyvin soisilla alueilla, joissa on paksu hajoavan orgaanisen aineen kerros. Säisänojan veden humuspitoisuus on varmasti yksi selittävä tekijä, havumetsän alan lisäksi, muidenkin poikkeavien tulosten kohdalla. Kiintoaineen pitoisuudet alueella ovat hieman korkeampia kuin luonnontilaisilla valuma-alueilla keskimäärin (Mattson ym. 2003), mitä voisi mahdollisesti selittää alueen ojitusintensiivisyys ja ylipäätään soiden määrä, sekä toisaalta intensiivinen metsätalous alueella.

Kokonaistypen pitoisuudet vastaavat suurin piirtein aiemmin luonnontilaisilta, metsäisiltä valuma-alueilta aiemmin havaittuja pitoisuuksia, ollen kuitenkin hieman alhaisempia. Kokonaistyyppipitoisuudet ovat korkeimmat kevään ja syksyn näytteissä, mikä on tyypillistä, sillä

pitoisuudet kasvavat valunnan kasvaessa (Mattson ym. 2003). Turvemaiden vesistöissä typpipitoisuudet ovat korkeampia kuin kivennäismailla (Saukkonen ja Kortelainen 1995), mikä selittää Säisänojan poikkeavia tuloksia. Hakkuiden on todettu nostavan typpipitoisuuksia vesistöissä (Haapanen ym. 2006, Mattsson ym. 2006). Eniten hakkuita oli Alaruokojärven puskurivyöhykkeellä, mutta typpipitoisuus siellä ei poikkea muista. Vähiten hakkuualueita oli Säisänojan puskurivyöhykkeellä, jossa taas typpipitoisuus oli korkein. Hakkuualueiden vaikutukset eivät siis suoranaisesti näy veden laadussa alueella. Tämä voi johtua tutkimusjakson kuivuudesta; virtaama- ja valuntahuippujen vaikutusta veden laatuun ei havaita kuivempina kausina.

Nitraatti-nitriittityypen pitoisuudet ovat selkeästi korkeammat kuin Mattsonin ym. (2003) havaitsemat pitoisuudet luonnontilaisilta valuma-alueilta. Etenkin Puhinkoskella pitoisuudet ovat korkeita. Hapellisissa olosuhteissa ammoniumtypestä muodostuu nitraattityppeä (Hu ym. 2014) ja nitraatti huuhtoutuu helposti sateen mukana (Wagner ym. 2008), ja siten myös lumen sulavedet vaikuttavat sen pitoisuuteen. Pitoisuudet kaikilla näytepisteillä olivat korkeita etenkin huhtikuussa, joten tulos voisi selittyä lumien sulamisvesillä, vaikka virtaamat tutkimusjaksolla olivatkin pieniä. Nitraatti- ja nitriittipitoisuuksien on muissakin tutkimuksissa havaittu olevan korkeimmillaan talvisin ja keväisin boreaalisella havumetsävyöhykkeellä (Creed ja Band 1998). Määrittystarkkuus ei nitriitti-nitraattityypen kohdalla ole yhtä tarkka kuin Mattsonin ym. tutkimuksissa, sillä monen näytteen pitoisuus alitti määrittämissä arvot, mutta huhtikuun pitoisuudet nostavat keskiarvoja. Ammoniumtyypen arvot ovat tyypillisiä luonnontilaiselle valuma-alueelle ja ammoniumtyppi onkin yleensä vakaa sitoutuneena maahiukkaisiin (Tamm ym. 1974).

Alueen pH-arvot ovat tyypillisiä metsäisille luonnontilaisille valuma-alueille. Suolapitoisuudet olivat normaaleja makeille pintavesille. Mangaanipitoisuudet olivat korkeimpia heinäkuun näytekierroksella, mikä ei välttämättä ole tyypillistä. Mangaanin, kalsiumin ja magnesiumin pitoisuuksien nousua on havaittu selittävät niiden vapautuminen sulavasta lumesta (Åström ym. 2001).

Tässä tutkimuksessa ei havaittu korrelaatiota veden laadun ja valuma-alueiden ojitusten tai hakkuiden määrän kanssa. Veden laatu ei suoraan korreloinut ojitusten ja hakkuiden määrän kanssa, vaikka niiden määrää tarkasteltiin aivan näytepisteen läheisyyteen rajatuilla puskurivyöhykkeillä. Näin ollen aivan rannassa sijaitsevien puskurialueiden ja muun valuma-alueen maankäytön merkitys veden laadun kannalta ei tässä tapauksessa näyttäisi eroavan paljonkaan. Tuloksinassa on tässäkin kohtaa otettava huomioon tutkimusjakson kuivuus. On todettu, että Suomessa aineiden huuhtoutumisen kannalta oleellisia ovat virtaama- ja valuntahuiput (Saukkonen ja Kortelainen 1995). Valunnan

ollessa vähäistä myös ainepitoisuudet vesissä jäävät pieniksi. Toisaalta esimerkiksi Omernik ym. (1981) on todennut maankäytön olevan veden laadun kannalta joissakin tapauksissa yhtä merkityksellistä sekä aivan vesistön vieressä kuin myös kauempanakin valuma-alueella. Valuma-alueiden ojitukset ovat suureksi osin useita vuosia, jopa vuosikymmeniä vanhoja ja tässä ajassa suurimmat vaikutukset ovat jo todennäköisesti hävinneet (Heikurainen 1978 ja Mattsson ym. 2006). Vain muutamia äskettäin perattuja ojia tuli vastaan maastokäynneillä, eivätkä ne johtaneet suoraan näytteenottopaikkojen uomiin. On myös todettu, ettei vanhojen ojien kunnostusojituksella ole merkittäviä vaikutuksia aineiden huuhtoutumiseen (Åström ym. 2001), ja että suojavyöhykkeiden jättäminen ojien päihin vähentää aineiden kulkeutumista alapuolisiin vesistöihin (Clément 2009). Vanhat ojat alueella olivat kaikki suoraan jokiuomaan laskevia, mutta jo osittain umpeen kasvaneita tai ainakin stabilisoituneita, ja kasvillisuus oli palannut niihin. Tämä osaltaan, yhdessä alhaisten virtaamien kanssa, voi selittää, miksi ojitusten ja hakkuiden määrä eri valuma-alueilla ei korreloinut näytteenottopaikkojen veden laadun kanssa. Lisäksi ojitusten ja hakkuiden määrän tarkasteluun käytetyt puskurivyöhykkeet olivat suhteellisen pieniä ja ojitusten ala oli kaikissa paikoissa alle 45 % puskurivyöhykkeen alasta.

Eniten ojituksia oli Mustinjoen ja Puhinkosken näytepisteiden yläpuolella. Kuitenkin lähes kaikki veden laadun arvot olivat alhaisimpia juuri Puhinkoskella, ja vesi oli puhtainta siellä, johtuen Korpjärven luusuavaikutuksesta. Vaikka Mustinjoen pisteen yläpuolella oli eniten ojituksia, sen vedenlaatu on muihin pisteisiin nähden keskitasoa. Ainoastaan kiintoaine- ja sameuspitoisuudet ovat keskimääräistä korkeampia Mustinjoella. Tämä myös vahvistaa käsitystä, ettei vanhoilla ojituksilla välttämättä enää ole vaikutusta pääuoman veden laatuun, ja että merkittävää veden laadun kannalta on maankäytön ominaisuudet koko valuma-alueella, ei niinkään vain kapeilla ranta-alueilla. Lisäksi voidaan todeta, etteivät ojitukset ole lisänneet kuormitusta ainakaan alhaisten virtaamien aikana.

Hakkuiden vaikutuksia veden laadussa ei myöskään ole suoraan havaittavissa. Maastokäynneillä ei juurikaan tullut vastaan tuoreilta hakkuuaukeita, ainakaan vesistöjen välittömässä läheisyydessä. Muutamia hakkuita oli tehty, mutta ne olivat pienialaisia tai lähinnä harvennushakkuita. Kaikkien näytepisteiden puskurivyöhykkeillä hakkuiden pinta-ala jäi alle 25 prosenttiin. Vaikka hakkuiden on havaittu lisäävän valumia (Ahtiainen ja Huttunen 1999) ja ravinteiden huuhtoutumista (Mattsson ym. 2006), vaikutusten on myös todettu häviävän esimerkiksi kasvaneen eroosion osalta muutamassa vuodessa (Stott 2005). Vaikutukset myös jäävät pieniksi kuivempina aikoina, kun valunta on pientä.

Veden laadun suhteen muista poikkeavin piste oli siis Säisänoja. Tätä voi selittää Säisänojan näytepisteen valuma-alueen keskimääräistä suurempi havumetsän ala ja soisuus. Karttatarkastelun

perusteella valuma-alueen suoprosentti on kaikista suurin. Maankäyttöä tarkasteltiin Corine -aineistoista, mutta niiden heikkous on ojitettujen suoalueiden jääminen pois aineistosta, sillä aineisto tunnistaa suoksi vain avosuot. Näin ollen vanhat, ojitetut suot, joilla nykyisin kasvaa puustoa, jäävät pois suoalasta. Näiden ojitettujen alueiden vaikutus vedenlaatuun voi kuitenkin olla merkittävä, kun tarkastellaan juuri esimerkiksi Säisänojan veden laatua. Lisäksi selkeämpiä viitteitä ojitusten ja hakkuiden vaikutuksista olisi ehkä saatu kosteampana vuotena, ja mikäli ojitetut alueet olisi rajattu kaikkien osavaluma-alueiden koko alalta, eikä vain puskurivyöhykkeiden alueelta. Hakkuiden osalta tarkastelua olisi auttanut tiedot hakkuiden tarkasta ajoittumisesta.

Korrelaatioiden luotettavuuteen on näin pienessä tutkimusaineistossa suhtauduttava varauksella. Lähtötiedot, joiden pohjalta korrelaatiokertoimet on laskettu, ovat Corine-aineiston maankäyttötyyppien osuudet valuma-alueilla, hakkuiden ja ojitusten pinta-alat puskurivyöhykkeillä, sekä vesinäytetulosten keskiarvot. Näin ollen virhelähteitä on monia ja kutakin vesinäytepaikkaa edustaa vain kolme näytettä, joiden perusteella vedenlaadun keskiarvot on muodostettu. Tässä tutkimusasetelmassa yksittäisen vesinäytteen painoarvo tulosten suhteen on suuri. Lisäksi kuten todettu, on tarkastelussa ylipäättään mukana vain 9 näytteenottoaikkaa, mikä tarkoittaa tilastollisten testien osalta vain yhdeksään havaintoon perustuvia tuloksia. Huolimatta siitä, että tulokset olisivat tilastollisesti merkittäviä, on yhden havaintopisteen arvolla tässä tapauksessa suuri merkitys. Esimerkiksi kokonaisfosforin ja havumetsän alan korrelaatiota tarkastellessa huomataan, että mikäli havainnoista poistaa joukosta poikkeavan Säisänojan pisteen, ei positiivista korrelaatiota enää havaita. Näistä kokonaisfosforin havaintopisteistä muodostettu hajontakuviokuva ei muistuta lineaarisesti järjestäytyneitä pistejoukkoa, vaan muut pisteet muodostavat röykkiön, jolle Säisänojan poikkeava havainto antaa suunnan. Hajontakuvioiden hahmottaminen näin pienellä aineistolla on haastavaa. Korrelaatioihin on siis suhtauduttava varautuneesti näin pientä aineistoa käsiteltäessä, mutta ne ovat joka tapauksessa suuntaa antavia ja helpottavat tarkentavien tutkimusten suuntaamista oikeisiin asioihin.

Suurin ongelma veden laadun ja maankäytön tulosten tarkastelun kannalta on vähäisen näytemäärän ja lyhyen havaintojakson lisäksi tietojen puuttuminen kaikkien ojitettujen soiden sekä hakkuiden pinta-alasta. Voi olla, että veden laatu olisi moniltakin osin ollut yhteydessä näihin tekijöihin koko valuma-alueita tarkastellessa. Nyt tarkasteltiin ojitusten ja hakkuiden alaa vain pienillä puskurialueilla, jotka eivät anna todellista kuvaa soiden ja hakkuualueiden määrästä eri osavaluma-alueilla. Toisaalta voi myös olla, ettei näin vanhoilla ojilla ja vähäisillä hakkuilla ole merkittävää vaikutusta veden laatuun alueella tutkimusjaksolla vallinneissa kuivahkoissa valuntaolosuhteissa. Lisäksi tarkastelussa pitää ottaa huomioon, että vesinäytepaikat eroavat paljon toisistaan. Säisänoja

ja Vanosenoja eivät ole ollenkaan osa pääuomaa, vaan siihen laskevia sivuojia, joten on luonnollista, että niissä veden laatu on erilainen. Vanosenojan vesi laskee useamman järven kautta lopulta Ylä-Ruokojärveen ja siitä pääuomaan Ala-Ruokojärveen. Säisänoja puolestaan laskee suoraan Kukasjärveen. Tämän vuoksi Säisänojan veden laadulla on koko vesireittiä ajatellen suurempi merkitys. Muut näytteenottopisteet osuvat vesireitin pääuomaan. Vaikka Säisänojan veden laatu poikkeaa huomattavasti pääuoman keskimääräisestä vedenlaadusta, Säisänojasta Kukasjärveen laskeva vesimäärä on kuitenkin verrattain pieni.

Kun tarkastellaan veden laadun tulosten keskiarvoja järjestyksessä yläjuoksulta (Puhinkoskelta) alajuoksuun (Kiesilänjoki 1) päin, havaitaan monien arvojen kasvavan lähes järjestelmällisesti. Tässä ei oteta huomioon pääuomasta poikkeavia Säisänojaa ja Vanosenojaa. Sameus-, kiintoaine-, CODMn-, KMnO₄-, kokonaisfosfori-, rauta-, alumiini-, mangaani- ja TOC- pitoisuuksissa sekä väriarvossa havaitaan tämä nouseva gradientti yläjuoksulta alajuoksulle päin. Erityisesti pitoisuuksien nousu näkyy Kukaskosken ja Ala-Ruokojärven pisteen välissä. Näyttäisi siltä, että pääuomaan tulee hieman ainepitoisuuksiltaan vahvempaa vettä Ala-Ruokojärveen laskevasta Ylä-Ruokojärvestä ja edelleen Vieruvanjärvestä. Suomen ympäristökeskuksen vesistötietopalvelusta, Oivasta (30.3.2017), nähdään, että ainakin Vieruvanjärvestä CODMn- ja väriarvo (vuonna 2012) on ollut suurempi kuin Kiesilänjoen pääuomassa ennen näiden vesistöjen liittymäkohtaa. Voidaan olettaa, että ainakin ajoittain Kiesilänjoen pääuomaan purkautuu Ylä-Ruokojärven kautta hieman rehevämpiä vesiä, mikä näkyy Kiesilänjoen alajuoksulla. Alajuoksun näytepisteet Mustinjoki, Ryöpäsaari, Kiesilänjoki 2 ja Kiesilänjoki 1 ovat jonkin verran yläjuoksun Puhinkoskea ja Kukaskoskea rehevämpiä. Lisäksi alajuoksun pitoisuuksiin vaikuttaa reilun kokoinen Mustinsuo Ala-Ruokojärven alapuolella, vaikkei tilastollista yhteyttä havaittukaan. Yläjuoksulta alajuoksulle muuttuvat gradientit on havaittu jo varhain jokien fysiologiassa ja biologiassa, ja niistä on luotu yhtenäinen ilmiötä selittävä konsepti ”River Continuum Concept” (Vannote ym. 1980). Samalla lailla jotkin arvot voivat vähentyä ylävirrasta alavirtaan päin (Hillman ym. 2004), kuten esimerkiksi hapenkyllästysaste Kiesilänjoella. Tämä habitaattien muutos taas tarjoaa tietynlaiset olosuhteet esimerkiksi biologisille tekijöille joen eri osissa.

6.2 Hydromorfologia ja pohjaeläimet

Hydromorfologisen arvioinnin tulokset ovat selkeät ja pääpiirteissään odotetun kaltaiset. Kyseinen arviointi on laadultaan melko tiukka. Vaikka Kiesilän alue ja joki noin ylipäätään on melko

luonnontilainen, ei HMS-arvioinnin mukaan yksikään kaistale ole täysin luonnontilassa. Suoraa yhteyttä hydromorfologisen tilan ja maankäytön välillä on nykytilassa vaikea havaita. Toki välillisesti Kiesilänjoen hydromorfologiset muutokset johtuvat maankäytöstä ja metsätalouden historiasta. Pääasiassa muutoksia hydromorfologiaan aiheuttavat koskien perkaukset, uomaan laskevat ojat sekä siltarakenteet. Kaikki nämä tekijät liittyvät metsätalouden ja alueen asutuksen tarpeisiin. Perkauksilla on saatu vähennettyä alueen tulvariskiä, sekä parannettua tukinuittomahdollisuuksia. Hydromorfologiset muutokset alueella eivät kuitenkaan ole suuruudeltaan vakavia. Toki pitkällä aikavälillä joen monimuotoisuuden säilymisen kannalta olisi parasta esimerkiksi kunnostaa Kukaskoski takaisin lähemmäs luonnonmukaista tilaa (Roni ym. 2008), huomioon ottaen samalla mahdolliset vedenpinnan nousun riskit alueen asutukselle. Jokien elinympäristöjen monimuotoisuuden lisäämisen on todettu lisäävän myös lajien monimuotoisuutta (Li ym. 2001, Brown 2003).

Arviointia tehdessä ei huomioitu kaivettujen metsäojien sen hetkistä kuntoa tai stabiiliutta. Luonnontilaisimman Alaruokojärven kaistaleen uomaan laskevat metsäojat ovat varmasti hyvin stabiileja ja kasvillisuus niissä on palautunut, eikä niiden vaikutusta paljoa pääuoman tilassa enää näy (Stott 2005), kuitenkin ne antavat pisteitä arvioinnissa. Ylipäätään, jos Kiesilänjokea verrattaisiin vaikkapa oikeasti raskaammin rakennettuihin jokiin, kuten esimerkiksi Aurajokeen, pitäisi pisteet olla selkeästi alhaisemmat. Onkin todettu, että näiden pisteiden yhteys jokien todelliseen ekologiseen tilaan tarvitsee lisätutkimuksia (Vuori ym. 2009). Tässä tutkimuksessa ei myöskään käytetty kaikkia arvioinnin osia. Hydromorfologisen arvioinnin kaistaleet myös valittiin vesinäytepisteiden sijainnin ja saavutettavuuden perusteella. Näin ollen arvioiduille kaistaleille sattuu enemmän esimerkiksi tie- ja siltarakenteita kuin sattumanvaraisesti valituille kaistaleille. Kuitenkin kokonaisuudessaan tarkasteltuna kaistaleet sijoittuvat luokkiin oikeanmukaisessa järjestyksessä, sillä radikaaleimmat muutokset uomaan on todella tehty Kukaskoskella. Kuitenkin esimerkiksi pohjaeläimiä tarkasteltaessa nimenomaan Kukaskoski sijoittuu kolmesta koskipaikasta parhaiten, joten suhteessa koko Kiesilänjoen ja sen koskien hydromorfologinen tila on varmasti hyvä.

Pohjaeläimistö Kiesilänjoen koskipaikoilla on erinomaisessa tilassa, eivätkä HMS-arvioinnin tulokset näyttäisi juurikaan heijastuneen pohjaeläimistöön. Ympäristökeskuksen määrittämiin vertailuympäristöihin verrattuna jokityypille ominaisten taksonien määrä on erinomainen ja tyyppiominaisia *Ephemeroptera* -lajeja esiintyy vertailuarvoa enemmän. Erityisesti Kukaskoskessa vertailuarvot ylittyvät ja pohjaeläimiä on paljon. Näin ollen vaikuttaa siltä, etteivät voimakkaat perkaustoimet Kukaskosken yläjuoksulla ole vaikuttaneet radikaalisti pohjaeläinyhteisöön. Koski on kuitenkin pitkältä matkalta perattu lähes kokonaan pintakivistä, joten elinympäristönmuutos on ollut

suuri (kuva 22). Näytteenotto tapahtui kosken alajuoksulla, jossa perkaustoimenpiteet eivät olleet läheskään yhtä voimakkaita (kuva 8). Maankäytön osalta Kukaskosken valuma-alue on pohjaeläinpaikoista kaikkein luonnontilaisin. Kuitenkin erot Puhinkosken ja Kukaskosken välillä ovat pieniä. Tähän vaikuttanee osaltaan kummankin kosken sijainti aivan järvien luusuiden läheisyydessä. Luusuavaikutteisille koskille on tyypillistä suodattajalajien runsaus.



Kuva 22. Kukaskosken alkupää kosken yläjuoksulla.

Puhinkoskessa havaittiin vähemmän taksoneita kuin Kiesilänjoessa ja Kukaskoskessa. Tämä voi osittain johtua Puhinkoskella vuonna 2010 tehdystä kunnostusoperaatiosta, jossa koskeen palautettiin kiviä ja soraa (kuva 7). Tämän jälkeen kosken eliöstö ei välttämättä ollut näytteidenottohetkellä vielä täysin palautunut, sillä esimerkiksi kasvillisuutta oli havaittavissa vähän. Toisaalta Tikkanen ym. (1994) havaitsivat pienimuotoisten kunnostusten aiheuttavan vain lyhytaikaisia haittoja pohjaeläimille. Puhinkoski on myös veden laadultaan karumpi kuin Kukaskoski.

Kiesilänjoki jää PMA-arvoltaan vertailuarvon ja erinomaisen luokituksen alapuolelle. Jokin lajiston runsaussuhteissa siis poikkeaa vastaavien vertailupaikkojen yhteisöistä. Kiesilänjoen yksilömäärä oli myös pienin. Kiesilänjoen kaistale sai myös Kukaskosken ohella korkeat pisteet HMS-arvioinnissa, sijoittuen ”significantly modified” –luokkaan. Kenties voimakkaammin rakennettu ympäristö on vaikuttanut joen pohjaeläinyhteisöön. Kiesilänjoki 1 pisteen valuma-alueella oli hieman enemmän

liikennealueita ja palveluiden alueita. Oheisessa kuvassa (23) näkyy hieman joen viereistä pysähdyslevikettä, sekä kävelysilta, jonka takana kulkee myös autotiesilta. Pysähdyslevikkeellä oli juuri samana syksynä tehty maansiirtotöitä ennen pohjaeläinnäytteenottoa. Burdon ym. (2013) havaitsivat, että juuri uomien liettyminen kiintoaineella ja sedimentillä vähentää esimerkiksi EPT-heimojen määrää.



Kuva 23. Kiesilänjoen pohjaeläinnäytteenottoaika.

Kaikissa koskissa 5 yleisintä lajia muodostavat valtaosan yksilömäärästä, mikä on tyypillistä pohjaeläinyhteisöille. Vesiperhosten toukat ovat tärkeää ravintoa sekä toimivat saalistajina ekosysteemissä. *Sphaeriidae* –simpukat suodattavat lävitseen virtaavaa vettä. *Elmidae* –heimon kuoriaiset ovat myös yleisiä virtavesissä ja niiden toukkavaihteita löytyi näytteistä runsaasti. Lisäksi yleisiä näytteissä olivat *Chironomidae* –heimon toukat, jotka ovat myös tärkeää ravintoa vesistöissä.

Runslukuisia lajeja kaikissa paikoissa olivat *Hydropsyche* –toukat. Eri *Hydropsyche* –lajit elävät tyypillisesti samoissa paikoissa (Badcock 1953), sillä lajien mikroelinympäristövaatimukset eroavat hiukan toisistaan. Nämä ovat suodattajasyöjiä, jotka hankkivat ravintonsa pyyntiverkoilla. Myös *Cheumatopsyche lepida* esiintyi runsaana.

Pohjaeläintulosten tarkastelun suhteen Kiesilänjokeen ei voi täysin soveltaa River Continuum –konseptia, sillä jokisysteemi on haarautumaton pääuoma. Konsepti on luotu haarautuvien monitasoisten uomaverkostojen tarkasteluun (Vannote ym. 1980). Kiesilänjoki ja pohjaeläinnäytteenoton paikat ovat kokonaan saman tason uomaa. Joitakin yleisiä piirteitä on kuitenkin havaittavissa. Esimerkiksi simpukoita, jotka ovat suodattajasyöjiä, oli enemmän alemmilla näytepisteillä, Kukaskoskella ja Kiesilänjoessa. Puhinkoskessa simpukoita oli vähiten. Tyypillisesti keskikokoisissa joissa esiintyy paljon ravinnonhankinnan suhteen keräilijöitä (Vannote ym. 1980).

Joissa, joissa orgaanista materiaalia on saatavilla ja sen vaikutus on suuri, esiintyy myös pilkkoja. Alajuoksulla, jossa materiaali vedessä on hienojakoisempaa, esiintyy suodattajia. Kiesilänjoen näytteissä ylipäättään oli kaikkein vähiten yksilöitä. Kukaskosken yksilömäärä taas oli yli kaksinkertainen Puhinkoskeen ja Kiesilänjokeen verrattuna.

Tulosten perusteella näyttäisi siltä, että valuma-alueen maankäytöllä on ollut suurempi merkitys pohjaeläimistöön kuin näissä paikoissa havaituilla hydromorfologisilla muutoksilla.

7 Johtopäätökset

Kiesilänjoen valuma-alueen maankäytössä painottuvat selkeästi havumetsät, vesistöt ja sekametsät. Muita maankäyttötyyppejä on vain vähän. Kun maankäyttö alueella on näin selväpiirteistä, on luonnollista, että se heijastuu myös alueen veden laatuun. Veden laatu Kiesilänjoessa oli tutkimusjaksolla pintavesien ekologisen luokittelun kriteereiden mukaan hyvää ja vesinäytetulokset mukailevat aiemmin luonnontilaisilta metsäalueilta saatuja tuloksia. Poikkeavaa aiempiin tuloksiin nähden on lähinnä veden alhaisempi rautapitoisuus. Säisänojan kautta Kiesilänjokeen laskee selvästi rehevämpiä vesiä. Myös Ala-Ruokojärven valuma-alueelta näyttäisi laskevan hieman rehevämpää vettä Kiesilänjokeen. Veden laatu on kuitenkin hyvää myös joen alajuoksulla. Alueen havumetsäisyyden ja moreenimaaperän vuoksi Kiesilänjoen vesi on vähähumuksista ja vähäravinteista. Ojitusten ja hakkuiden vaikutuksia ei ollut selkeästi havaittavissa pääuoman veden laadussa tutkimusjakson aikana. Säisänojassa ja Vanosenojassa soiden vaikutus veden laatuun alueellisesti on selvempi ja niissä ainepitoisuudet ovat suurempia kuin pääuomassa. Maankäytön ja veden laadun suhteen Kiesilänjoen valuma-aluetta leimaa karuus. Veden laadun ja maankäytön yhteys alueella näkyy lähinnä metsäiselle alueelle tyypillisenä veden laatuna. Ojitusten vaikutukset näkyvät vain paikallisesti. Tutkimusjakso oli kuitenkin lyhyt ja näytteenotto osui vähävirtaamaiseen ja –valuntaiseen vuoteen. Hyvän veden laadun säilyttämiseksi myös jatkossa tulee valuma-alueella tehtävissä toimenpiteissä huomioida vesien laskureitit Kiesilänjokeen. Selvempien yhteyksien havaitsemiseen ojitusten ja veden laadun välillä tulisi kartoittaa paremmin valuma-alueiden ojitettu suoala kokonaisuudessaan.

Kiesilänjoen hydromorfologiseen tilaan muutoksia ovat aiheuttaneet pääasiassa metsätalouden tarpeesta ja tulvimisen estämiseksi tehdyt koskipaikkojen perkaukset ja suo-ojien kaivaminen suoraan joen uomaan. Rajuin muutos on tapahtunut Kukaskosken yläjuoksulla, jossa vesi virtaa vuolaasti peratussa joen uomassa. Suo-ojat alueella ovat jo vanhoja ja niistä aiheutuneet vaikutukset ovat jo hälvenneet. Koko matkalta joki on pitkälti rakentamaton ja lähellä luonnontilaa. Hydromorfologista tilaa voitaisiin parantaa palauttamalla virtapaikkoja luonnontilaisemmaksi, kuten Puhinkoskella on jo tehty.

Pohjaeläimistö Puhinkoskessa, Kukaskoskessa ja Kiesilänjoessa on erinomaisessa tilassa. Lajisto on tyypillistä metsäisten valuma-alueiden virtavesien lajistoa. Erot osavaluma-alueiden maankäytössä eivät heijastuneet selkeästi pohjaeläimistöön. Monilta osin pohjaeläinten tila ylitti vertailuarvot. Näin ollen hydromorfologinen muuntuneisuus tai maankäyttö alueella ei ole merkittävästi heikentänyt pohjaeläimistön tilaa. Hyvän tilan takaamiseksi jatkossakin alue tulisi säilyttää mahdollisimman luonnontilaisena ja maankäyttötoimet suunnitella huolellisesti ottaen suojatoimet huomioon.

8 Kiitokset

Suuret kiitokset työni ohjaamisesta saavat Kari-Matti Vuori Suomen ympäristökeskukselta sekä Jukka Horppila Helsingin yliopistolta. Kiitän heitä mielenkiintoisesta pro gradu – aiheesta sekä sujuvasta pitkään jatkuneesta yhteistyöstä. Erityisen huomion ansaitsevat yhdessä Kari-Matin kanssa tehdyt maastokäynnit, joissa opastus uusiin menetelmiin tuli tarpeeseen. Lisäksi kiitän tutkielman tekemisen mahdollistaneita tahoja kuten Raija ja Ossi Tuuliaisien säätiötä, Saimaan Vesi- ja ympäristötutkimus Oy:tä, Kymijoen vesi ja ympäristö ry:tä, Etelä-Savon ELY-keskusta, Pro Kuolimoa, Savitaipaleen kuntaa sekä Etelä-Karjalan kalastusosuuskuntaa toimivasta yhteistyöstä. Haluan myös kiittää avusta liittyen pohjaeläinnäytteenottoon ja määrittelyyn Antti Haapalaa sekä Marja Anttila-Huhtista. Tunnistustyö vaati suuria ponnistuksia ja heidän kannustus sekä usko auttoivat siinä. Viimeisenä, muttei vähäisimpänä kiitän tutkimusalueen asukkaita ja mökkiläisiä myötämielisyydestä sekä mielenkiinnosta.

9 Kirjallisuus

- Ahti, E., Joensuu, S. ja Vuollekoski, M. 1995: Laskeutusaltaiden vaikutus kunnostusojitusalueiden kiintoainehuuhtoumaan. – Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta, METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 1995.
- Ahtiainen, M. ja Huttunen, P. 1999: Nurmestutkimus 20 vuotta – metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset kuuden pienen puron vesistökuormaan. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 745. Vantaan tutkimuskeskus, Hakapaino Oy, Helsinki 1999.
- Aroviita, J. 2013: Ohje sisävesien pohjaeläimistön luokittelumuuttujien Excel-laskupohjiin. – Suomen Ympäristökeskus 2013. Viitattu 5.9.2016.
- Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T., Vuori, K-M. 2012: Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012-2013 – päivitettyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. – Ympäristöhallinnon ohjeita 7. Suomen ympäristökeskus 2012.
- Asam, Z-u-Z., Nieminen, M., Kaila, A., Laiho, R., Sarkkola, S., O'Connor, M., O'Driscoll, C., Sana, A., Rodgers, M., Zhan, X., Xiao, L. 2013: Nutrient and heavy metals in decaying harvest residue needles on drained blanket peat forests. – *European Journal for Forest Research*. Vol. 133: 969.
- Badcock, R. 1953: Observation of oviposition underwater of the aerial insect *Hydropsyche Angustipennis* (Curtis) (Trichoptera). – *Journal of Aquatic ecosystem health*. Vol. 5(1): 222-225.
- Bhatti, J., Apps, M. ja Jiang, H. 2002: Influence of nutrients, disturbances and site conditions on carbon stocks along a boreal forest transect in central Canada. – *Plant and Soil* 242: 1-14. 2002.
- Boon, P. 1988: The impact of river regulation on invertebrate communities in the U.K. – *River research and Applications*. Vol.2 (3): 389-409.
- Brown, B. 2003: Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. – *Ecology Letters*. Vol.6 (4): 316-325.
- Burdon, F., McIntosh, A. ja Harding, J. 2013: Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. – *Ecological Applications*. Vol. 23(5): 1036-1047.
- Carpenter, S., Caraco, N., Corell, D., Howarth, R., Sharpley, A. ja Smith, V. 1998: Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. – *Ecological Applications*. Vol. 8 (3): 559-568.

- Clément, M., St-Hilaire, A., Caissie, D., Chiasson, A., Courtenay, S. ja Hardie, P. 2009: An Evaluation of Mitigation Measures to Reduce Impacts of Peat Harvesting on the Aquatic Habitat of the East Branch Portage River, New Brunswick, Canada. – *Canadian Water Resources Journal*. Vol 34 (4): 441-452. 2009.
- Creed, I. ja Band, L. 1998: Export of nitrogen from catchments within a temperate forest: Evidence for a unifying mechanism regulated by variable source area dynamics. – *Water Resources Research*. Vol. 34(11): 3105-3120.
- Ekholm, P., Kallio, K., Turtola, E., Rekolainen, S. ja Puustinen, M. 1998: Simulation of dissolved phosphorus from cropped and grassed clayey soils in southern Finland. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72: 271–283.
- Geologian tutkimuskeskus. Maaperäkartta 1:100 000 –aineisto. Maanmittauslaitos. <https://www.paikkatietoikkuna.fi/web/fi/kartta> (10.2.2016).
- Haapanen, M., Kenttämies, K., Porvari, P. ja Sallantaus, T. 2006: Kivennäismaan uudistushakkuun vaikutus kasvinravinteiden ja orgaanisen aineen huuhtoutumiseen; raportti Kurussa ja Janakkalassa sijaitsevien tutkimusalueiden tuloksista. – *Metsätalouden vesistökuormitus. MESUVE-projektin loppuraportti*. Suomen ympäristö. 816: 43–62.
- Heikurainen, L. 1960: *Metsäojitus ja sen perusteet*. – Werner Söderström osakeyhtiön kirjapaino. Porvoo. 1960.
- Heikurainen, L. ja Päivänen, J. 1970: The effect of thinning, clear cutting, and fertilization on the hydrology of peatland drained for forestry. – *Suomen metsätieteellinen seura. Acta Forestalia Fennica*. Vol. 104.
- Heikurainen, L., Kenttämies, K. ja Laine, J. 1978: The environmental effects of forest drainage. – *Suo*. Vol. 29(3-4): 49-58. Suoseura.
- Hillman, G., Feng, C. ja Wang, Y. 2004: Effects of catchment characteristics and disturbances on storage and export of dissolved organic carbon in a boreal headwater stream. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 61 (8): 1447-1460.
- Hiltunen, J. 1981 ja Joensuu, S.: III Ojitus ja Hydrologia. Metsäojituksen hydrologiset seurausvaikutukset. – *Silva Fennica* Vol. 15 (3): 285–305.
- Holopainen, A-L. ja Huttunen, P. 1995: Avohakkuun, maanmuokkauksen ja ojituksen hydrobiologiset vaikutukset ja niiden kesto Nurmes-tutkimusalueella. – *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Metve-projektin loppuraportti*. Saukkonen Sari ja Kenttämies Kaarle (toim.). Suomen ympäristö 2: 185-198.
- Hu, H., Xu, Z. ja He, J. 2014: Ammonia-Oxidizing Archaea Play a Predominant Role in Acid Soil Nitrification. – *Advances in Agronomy*. Vol. 125: 261–302.
- Huikari, O. 1999: *Metsäojitus, Metsäojituksen koneellistaminen*. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 72: 85. Vantaan tutkimuskeskus. Lahti.

- Hundey, E., Moser, K., Longstaffe, F., Michelutti, N. ja Hladyniuk, R. 2014: Recent changes in production in oligotrophic Uinta Mountain lakes, Utah, identified using paleolimnology. – *Limnology and Oceanography*. Vol. 59 (6): 1987–2001.
- Joensuu, S. 2002: Effects of ditch network maintenance and sedimentation ponds on export loads of suspended solids and nutrients from peatland forests. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 868: 1-83.
- Joensuu, S., Vuollekoski, M. ja Karosto, K. 2006: Kunnostusojitusten pitkäaikaisvaikutuksia. – *Metsätalouden vesistökuormitus. Mesuve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö* 816: 83–90.
- Jormola, J., Harjula, H. ja Sarvilinna, A. (toim.) 2003: Luonnonmukainen vesirakentaminen. Uusia näkökulmia vesistösuunnitteluun. – *Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö* 631.
- Jutila, E., Ahvonen, A., Laamanen, M. ja Kiuru, M. 1995: Metsätalouden toimenpiteiden vaikutukset virtaavien vesien kaloihin ja kalatalouteen. – *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Metve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö* 2: 281–296.
- Karlsson, J., Byström, P., Ask, J., Ask, P., Persson, L. ja Jansson, M. 2009: Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. – *Nature*. Vol. 460: 506-509.
- Kenttämies, K. 1981: The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. – *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* no. 43.
- Kenttämies, K. ja Haapanen, M. 2006: Metsätalouden toimenpiteiden aiheuttama kasvinravinteiden huuhtoutuminen ja kansallisen metsäohjelman suositustason vaikutus siihen. – *Metsätalouden vesistökuormitus. Mesuve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö* 816: 29–40.
- Kenttämies, K., toim. Mattson, T. 2006: Metsätalouden fosfori- ja typpikuormituksen määrittäminen. – *Metsätalouden vesistökuormitus Mesuve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö* 816.
- Kipinä-Salokannel, S. 2013: Maatalouden ympäristövaikutusten muodostuminen, valuma-aluekohtaisia tarkasteluja. – *Maatalouden ympäristöneuvojien koulutuspäivät. Varsinais-Suomen ELY-keskus. Vesien tilan yksikkö. Tampere*.
- Kortelainen, P., Finér, L., Mattson, T., Ahtiainen, M., Sallantausta, T., Kubin, E. ja Saukkonen, S. 1999: Luonnonhuuhtouma metsäisiltä valuma-alueilta. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 886. Joensuun tutkimuslaitos METLA.
- Kortelainen, P., Mattsson, T., Finér, L., Ahtiainen, M., Saukkonen, S. ja Sallantausta, T. 2006: Controls on the export of C, N, P and Fe from undisturbed boreal catchments, Finland. – *Aquatic Sciences*. Vol. 68.
- Kritzberg, E. S. ja Ekström, S. M. 2012: Increasing iron concentrations in surface waters—a factor behind brownification? – *Biogeosciences* 9: 1465–1478.
- Lappalainen, K.M. 1990: Järven valuma-alue ja ulkoinen kuormitus. – *Julkaisussa: Ilmavirta V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet*. S. 45–53. Yliopistopaino. Helsinki.

- Lappalainen, K.M. ja Matinvesi, J. 1990: Järven fysikaalis-kemialliset prosessit ja ainetaseet. – Julkaisussa: Ilmavirta V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. S. 54–84. Yliopistopaino. Helsinki.
- Laurén, A. ja Karvinen, L., toim. Laura Finér 2003: Ajankohtaista metsätalouden ympäristökuormituksesta – tutkimustietoa ja työkaluja –seminaari. Kolin Luontokeskus Ukko 23.9.2002. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 886. Joensuun tutkimuskeskus METLA.
- Lewis, W. 2002: Yield of nitrogen from minimally disturbed watersheds of the United States. – *Biochemistry*. Vol. 57: 375.
- Li, J., Herlihy, A., Gerth, W., Kaufmann, P., Gregory, S., Urquhart, S. ja Larsen, D. 2001: Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scale. – *Freshwater Biology*. Vol.46(1): 87–97.
- Maanmittauslaitos: Avoimien aineistojen tiedostopalvelu: Ortoilmakuvat. Karttalehdet: M5121F, M5121H, M5121G, M5121E, M5121C, M5121D. Haettu palvelusta 14.1.2016.
- Matinvesi, J., Hellsten, S. ja Ilmavirta, V. 1990: Ilmasto ja hydrologia. – Julkaisussa: Ilmavirta V. (toim.), Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. S. 5-16. Yliopistopaino. Helsinki.
- Mattsson, T., Ahtiainen, M., Kenttämies, K. ja Haapanen, M. 2006: Avohakkuun ja ojituksen pitkäaikaisvaikutukset valuma-alueen ravinne- ja kiintoainehuuhtoumiin. – Metsätalouden vesistökuormitus. Mesuve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 816: 73- 82.
- Mattsson, T., Finér, L., Kortelainen, P. ja Sallantausta, T. 2003: Brook water quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. – *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 147: 275-297.
- Morford, S., Houlton, B. ja Dahlgren, R. 2011: Increased forest ecosystem carbon and nitrogen storage from nitrogen rich bedrock. –*Nature*. Vol. 477: 78-81.
- Omernik, J., Abernathy, A. ja Male, L. 1981: Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: Some relationships. – *Journal of Soil and Water Conservation*. Vol. 36(4): 227–231.
- Oravainen, R. 1999: Vesistötulosten tulkinta –opasvihkonen. Tampere. 1999.
- Peltonen, M. 1991: Uiton historia. Tukinuitosta Suomessa 1800-luvulta 1980-luvulle. – Eckenäs Tryckeri Aktiebolag. Tammisaari 1991.
- Päivänen, J. 1999: Suometsät ja vesitalouden kunnossapito. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 720. S. 9. Vantaan tutkimuskeskus. Lahti. 1999.
- Qualls, R. ja Haines, B. 1992: Biodegradability of dissolved organic matter in forest through-fall, soil solution, and stream water. – *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 56: 578–586.
- Rask, M., Markkanen, S-L., Nyberg, K., Ojala, A., Tallberg, P., Makkonen, E. ja Liimatainen, H-M. 1995: Metsätalouden limnologiset vaikutukset havainnot Kuhmon metsäjärviltä

- vuosina 1991–1994. – Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Metve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 241–262.
- Raven, P., Holmes, N., Dawson, F., Fox, P., Everard, M., Fozzard, I. ja Rouen, I. 1998: River Habitat Quality – the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. – River Habitat Survey. Report No. 2. 1998.
- Riedel, T., Zak, D., Biester, H. ja Dittmar, T. 2013: Iron traps terrestrially derived dissolved organic matter at redox interfaces. – PNAS. Vol. 110 (25): 10101-10105.
- Roni, P., Hanson, K. ja Beechie, T. 2008: Global Review of the Physical and Biological Effectiveness of Stream Habitat Rehabilitation Techniques. – North American Journal of Fisheries Management. Vol. 28(3): 856-890.
- Rose, K., Greb, S., Diebel, M. ja Turner, M. 2017: Annual precipitation regulates spatial and temporal drivers of lake water clarity. – Ecological applications. Ecological society of America. Vol 27(2): 632-643.
- Sallantausta, T. 1995: Huuhtoutuminen metsäojitusalueiden ainekiertoissa. – Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Metve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 131-138.
- Salonen, K. 1999: Metsän lannoitus. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 720: 98. Vantaan tutkimuskeskus. Lahti. 1999.
- Sandman, O., Turkia, J., Huttunen, P. 1995: Metsänkäsittelyn vaikutukset järvien paleolimnologisiin muutoksiin. – Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. Metve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2.
- Saukkonen, S. ja Kenttämies, K. (toim.) 1995: Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. – Metve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2.
- Saukkonen, S. ja Kortelainen, P. 1995: Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus ravinteiden ja orgaanisen aineen huuhtoutumiseen. – Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta, Metve-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2.
- Sillanpää, P., Bilaletdin, Ä., Kaipiainen, H., Frisk, T. ja Sallantausta, T. 2006: Metsätalouden aiheuttaman kuormituksen laskentamenetelmä. – Suomen ympäristö 817. Pirkanmaan ympäristökeskus. Tampere. 2006.
- Smith, V. 1999: Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. – Environmental Pollution. Vol. 100 (1-3): 179-196.
- Sorrano, P., Hubler, S., Carpenter, S. ja Lathrop, R. 1996: Phosphorus loads to surface waters: a simple model to account for spatial pattern of landuse. – Ecological Applications. Vol. 6 (3): 865-878.
- Stott, T. 2005: Natural recovery from accelerated forest ditch and stream bank erosion five years after harvesting of plantation forest on Plynlimon, mid-Wales. – Earth Surface Processes and Landforms. Vol.30(3): 349–357.
- Suomen ympäristökeskus 2010: Latauspalvelu Lapio: Valuma-aluejako 2010. Viitattu 24.11.2015.

- Suomen ympäristökeskus 2013: Vesienhoidon suunnittelun ohjeistus 2. kaudelle. Voimakkaasti muutettujen ja keinotekoisien pintavesien tunnistaminen ja tilan arviointi. – Suomen ympäristökeskus 15.3.2013. Viitattu 3.9.2014.
- Suomen Ympäristökeskus 2013: Vesistöjen ravinnekuormitus ja luonnonhuuhtouma. http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kartat_ja_tilastot/Vesistojen_ravinnekuormitus_ja_luonnon_huuhtouma (viitattu 4.8.2014).
- Suomen ympäristökeskus 2015: Vesikarttanettipalvelu: http://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikarttaviewers/Html5Viewer_2_5_2/Index.html?configBase=http://paikkatieto.ymparisto.fi/Geocortex/Essentials/REST/sites/VesikarttaKanssa/viewers/VesikarttaHTML525/virtualdirectory/Resources/Config/Default
- Tamm, C. O., Holmen, H., Popovic, B. ja Wiklander, G. 1974: Leaching of plant nutrients from soils as a consequence of forestry operations. – *Ambio*. Vol. 3 (6): 211-221.
- Tikkanen, P., Laaksonen, P., Muotka, T., Huhta, A. ja Kuusela, K. 1994: Short-term recovery of benthos following disturbance from stream habitat rehabilitation. – *Hydrobiologia*. 273: 121–134.
- Tilastokeskus 2007: Ympäristötilasto. – Tilastollinen vuosikirja. 2007.
- Turtola, E. ja Lemola, R. (toim.) 2008: Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006. – Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. <http://www.mtt.fi/met/pdf/met120.pdf>. Viitattu 8.6.2014.
- Ukonmaanaho, L., Starr, M., Lindroos, A. ja Nieminen, T.M. 2014: Long-term changes in acidity and DOC in throughfall and soil water in Finnish forests. *Environmental Monitoring Assessment*. – *Metlan työraportteja* 289: 97-111.
- Vanni, M.J. 1987: Effects of nutrients and zooplankton size on the structure of a phytoplankton community. – *Ecology*. Vol 68(3): 624-635.
- Vannote, R., Minshall, G., Cummins, K., Sedell, J. ja Cushman, C. 1980: The River Continuum Concept. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 37: 130-137.
- Vuorenmaa, J., Forsius, M., Mannio, J. 2006: Increasing trends of total organic carbon concentrations in small forest lakes in Finland from 1987 to 2003. – *Science of the Total Environment*. Vol. 365: 47–65.
- Vuori, K-M. 1995: Direct and indirect effects of iron on river eco systems. – *Annal Zoo Fennici*. Vol. 32: 317-329.
- Vuori, K-M., Joensuu, I. ja Latvala, J. 1995: Metsäojitusten vaikutukset veden laatuun, pohjaeläimistöön ja taimenen ravintoon Isojoen vesistössä. – *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta*. Metve-projektin loppuraportti. *Suomen ympäristö* 2: 265–278.

- Vuori, K-M., Joensuu, I., Latvala, J., Jutila, E. ja Ahvonen, A. 1998: Forest drainage: a threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams? – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. Vol. 8: 745–759.
- Vuori, K-M., Mitikka, S. ja Vuoristo, H. (toim.) 2009: Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. – *Ympäristöhallinnon ohjeita 3*. Suomen ympäristökeskus.
- Wagner, L., Vidon, P., Tedesco, L. ja Gray, M. 2008: Stream nitrate and DOC dynamics during three spring storm across land uses in glaciated landscapes of the Midwest. – *Journal of hydrology*. Vol. 362(3-4): 177-190.
- Weyhenmeyer, G., Prairie, Y. ja Tranvik, L. 2014: Browning of boreal freshwaters coupled to carbon-iron interactions along the aquatic continuum. – *PLoS ONE* 9(2).
- Ympäristöopas 2011: Haja-asutuksen jätevedet. Lainsäädäntö ja käytännöt. – Ympäristöministeriö. Ympäristönsuojeluosasto. 2011.
- Åström, M., Aaltonen, E-K., Koivusaari, J. 2001: Effect of ditching operation on stream-water chemistry in a boreal forested catchment. – *The Science of the Total Environment* 279: 117-129.

Liite 1. Vesinäytemäärittysten standardit.

Määrittys	Menetelmä
Happi O ₂	Kumottu SFS 3040 (1990) (TL29)
Hapenkyllästysaste	Kumottu SFS 3040 (1990) (TL29)
Sameus	SFS-EN 27027 (1994) (TL29)
Kiintoaine	SFS-EN 872 (2005) (TL29)
Sähkönjohtavuus	SFS-EN 27888 (1994) (TL29)
Alkaliniteetti	Standard Methods; NY 1971 (TL29)
pH	SFS 3021 (1979) (TL29)
Väriluku	SFS-EN ISO 7887 (1995) (TL29)
Kemiall. hapenkulutus CODMn	SFS 3036 (1981) (TL29)
Kokonaistyyppi N	Sis. Menetelmä SVSY 3 (TL29)
Kokonaisfosfori P	Sis. Menetelmä SVSY -6 (TL29)
Fosfaattifosfori PO ₄ -P	Sis. Menetelmä SVSY 11 (TL29)
Ammoniumtyppi NH ₄ -N	SFS 3032 (1976) (TL29)
Nitraatti-/nitriittityppi	Sis. Menetelmä SVSY 4 (TL29)
Rauta Fe	SFS 3028 (1976) (TL29)
Alumiini Al	(TL 137)
Mangaani Mn	SFS 3033 (1976) (TL29)
Natrium Na ⁺	SFS-EN ISO 14911 (2000) (TL29)
Kloridi Cl ⁻	SFS-EN ISO 10304-1 (1995) (TL29)
Kalium K ⁺	SFS-EN ISO 14911 (2000) (TL29)
Kalsium Ca ²⁺	SFS-EN ISO 14911 (2000) (TL29)
Magnesium Mg ²⁺	SFS-EN ISO 14911 (2000) (TL29)
Org. Kokonaishiili TOC	SFS-EN 1484 (TL25)

Liite 2. Pohjaelännäytteenoton tulokset.

	Kiesilänjoki 8.9.2014					Puhinkoski 8.9.2014					Kukaskoski 8.9.2014				
	PKI	PKI	IKI	IKI	yht.	PKI	PKI	IKI	IKI	yht.	PKI	PKI	IKI	IKI	yht.
	1	2	1	2		1	2	1	2		1	2	1	2	
OLIGOCHAETA															
A															
Oligochaeta sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	4	-	-	15
Eiseniella tetraedra	-	-	-	3	3	-	4	-	-	4	-	-	-	-	-
Spirosperma ferox	7	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HIRUDINEA															
Erpobdella octoculata	-	-	-	1	1	-	2	2	-	4	-	-	-	-	-
Erpobdella sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	4
ISOPODA															
Asellus aquaticus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	2	2	9
ACARINA															
Hydracarina	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	3	7	13
ODONATA															
Agrion splendens	4	1	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Onychogomphus forcipatus	8	13	9	8	38	-	-	1	-	1	2	-	-	-	2
Gomphus vulgatissimus	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Platynemis pennipes	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
EPHEMEROPTERA															
TERA															
Baetis rhodani	-	-	1	-	1	21	7	11	25	64	19	31	31	56	137
Baetis fuscatus	-	2	1	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Centroptilum luteolum	1	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kageronia fuscogrisea	19	-	-	1	20	-	2	-	1	3	-	-	-	3	3
Heptagenia sulphurea	1	12	4	6	23	28	64	43	27	162	6	55	42	18	121
Serratella ignita	1	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptophlebia vespertina	5	1	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptophlebia marginata	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PLECOPTERA															
Isoperla sp.	-	2	-	-	2	4	4	5	5	18	1	1	-	2	4
Taeniopteryx nebulosa	1	4	11	4	20	1	2	1	4	8	1	4	4	9	18
Leuctra sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	1	-	5
Leuctra fusca	2	2	1	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Amphinemura borealis	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-

	Kiesilänjoki 8.9.2014					Puhinkoski 8.9.2014					Kukaskoski 8.9.2014				
	PKI	PKI	IKI	IKI	yht.	PKI	PKI	IKI	IKI	yht.	PKI	PKI	IKI	IKI	yht.
	1	2	1	2		1	2	1	2		1	2	1	2	
TRICHOPTERA															
Cheumatopsyche lepida	19	316	285	191	811	21	39	41	14	115	29	183	36	-	248
Hydropsyche angustipennis	-	-	1	1	2	-	1	-	-	1	1	2	1	-	4
Hydropsyche pellucidula	4	41	19	35	99	84	68	108	65	325	8	85	64	19	176
Hydropsyche siltalai	-	23	32	10	65	297	155	318	285	1055	49	396	490	325	1260
Polycentropus irroratus	2	-	1	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Polycentropus flavomaculatus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
Neureclipsis bimaculata	20	23	24	11	78	20	17	5	23	65	32	54	3	26	115
Lype sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	3
Agapetus ochripes	2	1	-	1	4	2	10	2	1	15	-	1	-	-	1
Hydroptila sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	9	7	46	66
Ithytrichia sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	10	19	8	45
Oxyethira sp.	-	-	2	1	3	-	-	-	-	-	2	-	-	3	5
Rhyacophila nubila	-	-	-	-	-	5	3	3	5	16	1	6	8	11	26
Goera pilosa	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lepidostoma hirtum	4	4	-	-	8	-	-	-	2	2	61	5	-	10	76
Athripsodes sp. juv.	-	-	-	-	-	-	-	3	-	3	-	-	-	-	-
Atripsodes cinereus	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ceraclea sp.juv.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	5
Oecetis sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	5
Oecetis notata	1	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oecetis testacea	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molannodes tincta	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA															
Elmis aenea l.	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	3	5	2	19	29
Oulimnius tuberculatus l.	8	1	2	1	12	-	-	-	-	-	12	8	3	20	43
Stenelmis canaliculata ad.	-	-	-	-	-	1	1	-	-	2	4	4	-	-	8
Stenelmis canaliculata l.	1	2	2	2	7	8	129	29	16	182	189	559	147	60	955
Normandia nitens l.	1	1	4	1	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Orectochilus villosus	3	3	3	1	10	2	2	-	1	5	-	1	-	2	3
DIPTERA															
Simuliidae sp.	-	2	1	-	3	5	2	3	6	16	6	92	28	8	134
Ceratopogonidae sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	2	13	19
Empididae sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	11	3	11	29
Chironomidae sp.	2	-	-	-	2	-	2	3	2	7	12	42	44	133	231
BIVALVIA															
Sphaeriidae	16	17	12	48	93	6	4	5	11	26	649	679	152	68	1548
GASTROPODA															
Radix peregra	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	4

Liite 3. POHJE-rekisterin mukainen tavoitetaksonomia.

Luokittelutaksoni	Taksonin nimi	Luokittelutaksoni	Taksonin nimi
Piscicola geometra	<i>Piscicola geometra</i>	Glossosoma	<i>Glossosoma</i> spp.
Glossiphonia	<i>Glossiphonia</i> spp.	Agapetus	<i>Agapetus</i> spp.
Helobdella stagnalis	<i>Helobdella stagnalis</i>	Agraylea	<i>Agraylea</i> spp.
Erpobdella	<i>Erpobdella</i> spp.	Hydroptila	<i>Hydroptila</i> spp.
Valvata	<i>Valvata</i> spp.	Ithytrichia	<i>Ithytrichia</i> spp.
Bithynia tentaculata	<i>Bithynia tentaculata</i>	Oxyethira	<i>Oxyethira</i> spp.
Radix	<i>Radix</i> spp.	Stactobiella risi	<i>Stactobiella risi</i>
Planorbidae	Planorbiidae	Chimarra marginata	<i>Chimarra marginata</i>
Bathyomphalus contortus	<i>Bathyomphalus contortus</i>	Philopotamus montanus	<i>Philopotamus montanus</i>
Gyraulus	<i>Gyraulus</i> spp.	Wormaldia subnigra	<i>Wormaldia subnigra</i>
Ancylus fluviatilis	<i>Ancylus fluviatilis</i>	Lype	<i>Lype</i> spp.
Sphaeriidae	Sphaeriidae	Psychomyia pusilla	<i>Psychomyia pusilla</i>
Anodonta piscinalis	<i>Anodonta piscinalis</i>	Neureclipsis bimaculata	<i>Neureclipsis bimaculata</i>
Asellus aquaticus	<i>Asellus aquaticus</i>	Plectrocnemia conspersa	<i>Plectrocnemia conspersa</i>
Gammarus pulex	<i>Gammarus pulex</i>	Polycentropus flavomaculatus	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>
Gammarus lacustris	<i>Gammarus lacustris</i>	Polycentropus irroratus	<i>Polycentropus irroratus</i>
Leptophlebiidae	Leptophlebiidae	Hydropsyche pellucidula	<i>Hydropsyche pellucidula</i>
Habrophlebia	<i>Habrophlebia</i> spp.	Hydropsyche saxonica	<i>Hydropsyche saxonica</i>
Ephemera danica	<i>Ephemera danica</i>	Hydropsyche siltalai	<i>Hydropsyche siltalai</i>
Ephemera vulgata	<i>Ephemera vulgata</i>	Hydropsyche angustipennis	<i>Hydropsyche angustipennis</i>
Potamanthus luteus	<i>Potamanthus luteus</i>	Hydropsyche contubernalis	<i>Hydropsyche contubernalis</i>
Ephemerella aurivillii	<i>Ephemerella aurivillii</i>	Ceratopsyche newae	<i>Ceratopsyche newae</i>
Ephemerella mucronata	<i>Ephemerella mucronata</i>	Ceratopsyche silfvenii	<i>Ceratopsyche silfvenii</i>
Ephemerella ignita	<i>Ephemerella ignita</i>	Cheumatopsyche lepida	<i>Cheumatopsyche lepida</i>
Caenis	<i>Caenis</i> spp.	Arctopsyche ladogensis	<i>Arctopsyche ladogensis</i>
Heptagenia dalecarlica	<i>Heptagenia dalecarlica</i>	Agrypnia	<i>Agrypnia</i> spp.
Kageronia fuscogrisea	<i>Kageronia fuscogrisea</i>	Phryganea	<i>Phryganea</i> spp.
Heptagenia sulphurea	<i>Heptagenia sulphurea</i>	Oligostomis reticulata	<i>Oligostomis reticulata</i>
Afghanurus joernensis	<i>Afghanurus joernensis</i>	Semblis	<i>Semblis</i> spp.
Metretopus borealis	<i>Metretopus borealis</i>	Brachycentrus subnubilus	<i>Brachycentrus subnubilus</i>
Siphonurus	<i>Siphonurus</i> spp.	Micrasema gelidum	<i>Micrasema gelidum</i>
Ameletus inopinatus	<i>Ameletus inopinatus</i>	Micrasema setiferum	<i>Micrasema setiferum</i>
Acentrella lapponica	<i>Acentrella lapponica</i>	Lepidostoma hirtum	<i>Lepidostoma hirtum</i>
Baetis liebenaue	<i>Baetis liebenaue</i>	Limnephilidae	Limnephilidae
Baetis macani	<i>Baetis macani</i>	Apatania	<i>Apatania</i> spp.
Baetis rhodani	<i>Baetis rhodani</i>	Goera pilosa	<i>Goera pilosa</i>
Baetis niger group	<i>Baetis niger</i> group	Silo pallipes	<i>Silo pallipes</i>
Baetis vernus group	<i>Baetis vernus</i> group	Beraea pullata	<i>Beraea pullata</i>
Centroptilum luteolum	<i>Centroptilum luteolum</i>	Beraeodes minutus	<i>Beraeodes minutus</i>
Cloeon	<i>Cloeon</i> spp.	Sericostoma personatum	<i>Sericostoma personatum</i>
Calopteryx	<i>Calopteryx</i> spp.	Notidobia ciliaris	<i>Notidobia ciliaris</i>

Luokittelutaksoni	Taksonin nimi	Luokittelutaksoni	Taksonin nimi
Platycnemis pennipes	<i>Platycnemis pennipes</i>	Ceraclea	<i>Ceraclea</i> spp.
Ophiogomphus cecilia	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	Mystacides	<i>Mystacides</i> spp.
Onychogomphus forcipatus	<i>Onychogomphus forcipatus</i>	Trienodes	<i>Trienodes</i> spp.
Cordulegaster boltoni	<i>Cordulegaster boltoni</i>	Ylodes	<i>Ylodes</i> spp.
Somatochlora metallica	<i>Somatochlora metallica</i>	Erotesis baltica	<i>Erotesis baltica</i>
Taeniopteryx nebulosa	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	Oecetis	<i>Oecetis</i> spp.
Rhabdiopteryx acuminata	<i>Rhabdiopteryx acuminata</i>	Pyralidae	Pyralidae
Leuctra	<i>Leuctra</i> spp.	Ptychopteridae	Ptychopteridae
Leuctra nigra	<i>Leuctra nigra</i>	Psychodidae	Psychodidae
Capnia	<i>Capnia</i> spp.	Dixiidae	Dixidae
Capnopsis schilleri	<i>Capnopsis schilleri</i>	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae
Nemoura	<i>Nemoura</i> spp.	Simuliidae	Simuliidae
Amphinemura	<i>Amphinemura</i> spp.	Tipulidae	Tipulidae
Amphinemura borealis	<i>Amphinemura borealis</i>	Limoniidae	Limoniidae
Protonemura	<i>Protonemura</i> spp.	Atherix ibis	<i>Atherix ibis</i>
Nemurella pictetii	<i>Nemurella pictetii</i>	Tabanidae	Tabanidae
Dinocras cephalotes	<i>Dinocras cephalotes</i>	Empididae	Empididae
Arcynopteryx compacta	<i>Arcynopteryx compacta</i>	Sciomyzidae	Sciomyzidae
Diura	<i>Diura</i> spp.	Muscidae	Muscidae
Isogenus nubecula	<i>Isogenus nubecula</i>	Gyrinus	<i>Gyrinus</i> spp.
Isoperla	<i>Isoperla</i> spp.	Orectochilus villosus	<i>Orectochilus villosus</i>
Siphonoperla burmeisteri	<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	Haliplidae	Haliplidae
Xanthoperla apicalis	<i>Xanthoperla apicalis</i>	Dytiscidae	Dytiscidae
Corixidae	Corixidae	Hydraena	<i>Hydraena</i> spp.
Aphelocheirus aestivalis	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	Hydrophilidae	Hydrophilidae
Sialis	<i>Sialis</i> spp.	Stenelmis canaliculata	<i>Stenelmis canaliculata</i>
Sisyra	<i>Sisyra</i> spp.	Elmis aenea	<i>Elmis aenea</i>
Rhyacophila nubila	<i>Rhyacophila nubila</i>	Oulimnius tuberculatus	<i>Oulimnius tuberculatus</i>
Rhyacophila fasciata	<i>Rhyacophila fasciata</i>	Limnius volckmari	<i>Limnius volckmari</i>
Rhyacophila oblitterata	<i>Rhyacophila oblitterata</i>	Normandia nitens	<i>Normandia nitens</i>
		Elodes	<i>Elodes</i> spp.
		Chrysomelidae	Chrysomelidae

